



HANDBOEK HYDROBIOLOGIE

Biologisch onderzoek voor de ecologische
beoordeling van Nederlandse zoete
en brakke oppervlaktewateren

TEN GELEIDE

Het voor u liggende Handboek Hydrobiologie kent een lange ontstaansgeschiedenis. Al decennia lang vindt er biologische bemonstering plaats van oppervlaktewateren. Ondanks dat er een aantal malen een poging tot standaardisatie is ondernomen lopen de gehanteerde methoden uiteen. Dat kan leiden tot verschillen in ecologische classificatie, zonder dat die overeen komen met de erbij horende verschillen in ecologische toestand.

De invoering van de Kaderrichtlijn Water, met de daaraan gekoppelde rapportageverplichting, is voor de STOWA een extra stimulans geweest de standaardisatie van meet- en bemonsteringsmethodieken op nieuw ter hand te nemen.

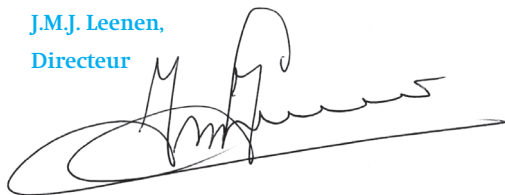
De bemonsteringsstrategieën bij de Kaderrichtlijn Water zijn vastgelegd in de Leidraad Monitoring. Deze Leidraad is echter onvoldoende gedetailleerd om te kunnen dienen als bemonsteringsvoorschrift. Door de Werkgroep Ecologisch Waterbeheer (WEW), het Nederlands Normalisatie-instituut (NEN), Rijkswaterstaat Waterdienst en STOWA is daarom het initiatief genomen om voor de door de KRW onderscheiden “kwaliteitselementen” een bemonsteringsvoorschrift op te nemen.

Door mensen met veel praktijkervaring zijn op basis van de KRW-vereisten en op basis van reeds ingeburgerde methoden en technieken voorschriften opgesteld. Door de redactie zijn die omgezet in de vorm waarin ze nu in het Handboek Hydrobiologie zijn opgenomen. In de meeste gevallen bestaat een hoofdstuk uit een toelichtende tekst, gevolgd door het voorschrift zelf, dat is vormgegeven volgens het stramen van een NEN-voorschrift.

Daarnaast zijn begeleidende hoofdstukken opgenomen over werken in het veld, werken in het laboratorium, de analyse en presentatie van gegevens en dergelijke.

Bij de totstandkoming van het Handboek is nauw contact onderhouden met het Cluster Monitoring, Rapportage en Evaluatie van het Nationaal Wateroverleg. Het Nationaal Wateroverleg is het bestuurlijke orgaan dat toeziet op het juist uitvoeren van de KRW. In een aantal beleidsdocumenten, waaronder het Besluit Kwaliteitseisen en Monitoring Water (BKMW), is reeds naar dit Handboek Hydrobiologie verwezen. Het werken volgens de voorschriften uit dit Handboek is daarmee niet vrijblijvend.

J.M.J. Leenen,
Directeur



COLOFON

Amersfoort, september 2014

STOWA

Rapportnummer 2014-02

ISBN 978.90.5773.616.2

Uitgave

STOWA, Amersfoort

Redactie

Ronald Bijkerk

Auteurs

Marco Beers, Ronald Bijkerk, Gerwin Bonhof, Birgitta Brans, Ronald Buskens, Hugo Coops, Herman van Dam, Karin Fockens, Juke Kampen, Barend van Maanen, Adriënnë Mertens, Mieke Moeleker, Rob Nieuwenhuis, Jörn Pilon, Roelf Pot, Jos Spier, Myra Swarte, Onno van Tongeren, Reinder Torenbeek, Jan Vermaat, Arco Wagenvoort, Michiel Wilhelm, Monique de Wit.

Design

Shapeshifter, Utrecht

Productie

KuiperDonse, Utrecht (mappen en cassettes)

Drukkerij Libertas, Utrecht (binnenwerk)

Spant Zeefdruk, Utrecht (zeefdruk tabbladen)

Experts

Toine Aarts, Gertie Arts, Bart Achterkamp, Jappe Beekman, Tom de Bie, Ronald Bijkerk, Astrid Boerkamp, Gerwin Bonhof, Birgitta Brans, Peter Coesel, Holger Cremer, Ben Crombaghs, Herman van Dam, Mike Dijkstra, Olaf Duijts, Gert van Ee, Raf Elst, Gerben van Geest, Rob Gubbels, Rob van de Haterd, Jos Hoogveld, Hans Hop, Jochem Hop, Nico Jaarsma, Johan de Jong, Ton Joosten, Piet Kalkman, Marcel Klinge, Bert Knol, Bram Koese, Monique Korsten, Frans Kouwets, Jan Kranenbarg, Ad Kuipers, Eddy Lammens, Gerald Louette, Barend van Maanen, Bert Moonen, Ans Mouton, Miek Nooijen, Fabrice Ottburg, Bert Pex, Bjorn Prudon, Jaap Quak, Bart Reeze, Arjen Reitsma, Jan de Rooij, Manfred Rumrich, Bart Schaub, Saskia Schulten, Jos Spier, Rob Suijkerbuijk, David Tempelman, Mariënnë Thannhauser, Onno van Tongeren, Reinder Torenbeek, Peter Tydeman, Arnold Veen, Kirsten Vendrig, Dolf Venema, Jan Vermaat, Geurt Verweij, Koos Vijverberg, Minke de Vries, Tim Vriese en René van Wezel.

Voorts is commentaar geleverd door niet eerder genoemde leden van de Nederlands-Vlaamse Kring van Diatomisten (Luc Denys, Uka Dijkstra, Sebastian Hahn, Alexander Klink, Annie Kreike, Sandra Redeker, Martine Rosielle, Joost Rutgers, Frithjof Sterrenburg, Stefan Uitdehaag, Jako van der Wal), van het Planktonoverleg Nederland (Ernst de Bokx, Mienieke Bosman, Anneloes de Keijzer, Caroline van Rhenen) en van de Macrofytenwerkgroep (Frits Ebbens, Emile Nat, Rien Stolk).

Begeleidingscommissie

Ronald Bijkerk (Koeman en Bijkerk, coördinatie), Gert van Ee (HH Hollands Noorderkwartier), Karin Fockens (Koeman en Bijkerk, coördinatie), Erica Fritse (NEN, na 1 november 2008), Sybrand Landman (LNV), Barend van Maanen (WS Roer en Overmaas), Bert Moonen (WS Groot Salland), Jan-Willem Rodenburg (DWL, voorzitter), Bart Schaub (HH Rijnland), Saskia Schulten (NEN, tot 1 november 2008), Arnold Veen (RWS Waterdienst), Bas van der Wal (STOWA).

Te citeren als: Bijkerk R (red) (2014) Handboek Hydrobiologie. Biologisch onderzoek voor de ecologische beoordeling van Nederlandse zoete en brakke oppervlaktewateren. Deels aangepaste versie. Rapport 2014 - 02, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort.

Indien verwezen wordt naar een voorschrift, kan de volgende vermelding gebruikt worden: Werkvoorschrift 10B. Analyse van zoöplankton voor EBeo. Versie september 2010. In: Bijkerk R (red) (2014) Handboek Hydrobiologie. Biologisch onderzoek voor de ecologische beoordeling van Nederlandse zoete en brakke oppervlaktewateren. Deels aangepaste versie. Rapport 2014 - 02, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort.

Indien verwezen wordt naar een hoofdstuk, kan de volgende vermelding gebruikt worden: Hoofdstuk 11. Vegetatie. Achtergrondinformatie. Versie februari 2014. In: Bijkerk R (red) (2014) Handboek Hydrobiologie. Biologisch onderzoek voor de ecologische beoordeling van Nederlandse zoete en brakke oppervlaktewateren. Deels aangepaste versie. Rapport 2014-02, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort.

INHOUDSOPGAVE HANDBOEK HYDROBIOLOGIE

I	Informatie
i	Ten Geleide
	Colofon
	1: Inleiding
	2: Hydrobiologisch onderzoek in het waterbeheer
	3: Werken in het veld
	4: Werken in het hydrobiologisch laboratorium
	5: Meetpuntbeschrijving
	6: Data-analyse en -presentatie
II	Micro
III	Macro
IV	Bijlagen





HOOFDSTUK 1 INLEIDING

1.1 Handboek Hydrobiologie

Het Handboek

Dit is het Handboek Hydrobiologie. In dit handboek staan voorschriften voor de uitvoering van hydrobiologisch onderzoek voor de ecologische beoordeling van oppervlaktewater. De werkvoorschriften zijn bindend voor onderzoek waarin men de kwaliteit van oppervlaktewater op landelijk of Europees niveau moet kunnen vergelijken. Dit handboek geeft alleen voorschriften voor onderzoek van zoete tot brakke binnenwateren. Het is dus niet bedoeld voor mariene wateren en estuaria.

Doel en toepassingsgebied

Doel

Het Handboek Hydrobiologie geeft voor elke biologische groep een duidelijke beschrijving van de voorkeursmethode van bemonstering en analyse. De methoden zijn bedoeld voor toepassing van de in Nederland relevante beoordelingssystemen. Het handboek geeft ook richtlijnen en tips voor andere aspecten van hydrobiologisch onderzoek, zoals de opzet van onderzoek, Arbo en veiligheid, gedragscode in het veld en dataverwerking.

Doelgroep

Het Handboek Hydrobiologie is bedoeld voor iedereen die betrokken is bij de biologische monitoring van oppervlaktewater, of het nu gaat om de opzet (planning, uitbesteding), of om de uitvoering (bemonstering, analyse). Er is wel een verschil in doelgroep tussen de hoofdstukken. Hoofdstuk 2 (Hydrobiologisch onderzoek in het waterbeheer) is vooral bedoeld voor personen die onderzoek opzetten.

De hoofdstukken 7 tot en met 13 (o.a. Fytoplankton en Macrofauna) zijn primair geschreven voor monsternemers, veldwerkers en analisten. Maar ook waterbeheerders die onderzoek moeten uitbesteden, kunnen zich met deze hoofdstukken op de hoogte stellen van achtergronden, kwaliteitsaspecten en, in samenhang met dit laatste, de benodigde tijd van onderzoek. Hoofdstuk 6 tenslotte is bedoeld voor ecologen die gegevens moeten analyseren en interpreteren.

Toepassingsgebied

Het handboek geeft de methoden voor maatlatten voor de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW). De werkvoorschriften zijn een aanscherping van de Richtlijnen Monitoring uit 2006.

Het handboek geeft de toepassingseisen van andere, voor Nederland relevante beoordelingssystemen, zoals de EBeo-systemen.

Het handboek wil actueel blijven. Relevante ontwikkelingen op het gebied van bemonstering, analyse en beoordeling zullen een plaats moeten krijgen in het handboek. Daarom is het handboek losbladig uitgevoerd. Daarom ook zijn alle hoofdstukken als download beschikbaar op de STOWA themasite Handboek Hydrobiologie.

Welke onderzoeksmethoden?

Per biologische groep (kwaliteitselement) hebben we voorkeursmethoden beschreven. Een voorkeursmethode voldoet aan de volgende voorwaarden:

- 1 hij is compatibel met één of meer relevante beoordelingssystemen, waaronder in alle gevallen behalve zoöplankton, de maatlatten voor de KRW en anders de Leidraad Monitoring (zie bijlage 2);

- 2 hij is in overeenstemming met van toepassing zijnde Europese en/of Nederlandse normen, mits hiermee ook aan voorwaarde 1 voldaan wordt;
- 3 indien geen normen beschikbaar zijn is hij in overeenstemming met reeds genomen initiatieven tot harmonisatie en standaardisatie van methoden, mits hiermee aan voorwaarde 1 voldaan wordt;
- 4 hij biedt het meest gunstige alternatief wat betreft milieuhygiënische en Arbo-aspecten en het beste perspectief op standaardisatie, binnen bovenstaande voorwaarden.

Toetsing in de praktijk

We hebben de werkvoorschriften met zorg samengesteld. Toch kunnen zich in de praktijk situaties voordoen die een aanvulling van de voorschriften wenselijk maken. De STOWA stelt zich open voor dergelijke verbeteringen en zal waar dit nodig gevonden wordt, zorgdragen voor een nieuwe versie. Daarnaast is het waarschijnlijk dat sommige maatlatten voor de KRW-beoordeling de komende jaren aangepast worden. Ook dit kan gevolgen hebben voor de voorschriften. Nieuwe versies zullen direct beschikbaar worden gesteld op de STOWA themasite Handboek Hydrobiologie.

1.2. Bespiegelingen vooraf

Kwaliteit

Kwaliteit is de mate waarin een product tegemoet komt aan de wensen van de gebruiker. Kwaliteit is dus een subjectief begrip. Dit gaat niet op voor de ecologische kwaliteit van oppervlaktewater. Wat deze kwaliteit betreft hebben we in Nederland onze wensen vastgelegd in de vorm van kwaliteitsniveaus. In de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) spreken we onder andere van de Goede, de Matige en de Slechte ecologische toestand. Om het kwaliteitsniveau te bepalen gebruiken we landelijk uniforme beoordelingsmethoden, zoals de maatlatten van de Europese Kaderrichtlijn Water, of de EBeo-systemen.

De wereld draait door

Met de uitgave van dit boek willen we niet beweren dat het hydrobiologisch onderzoek tot dusver slecht werd uitgevoerd. Integendeel. De toegepaste methoden sloten aan op de informatiebehoefte en het budget van de waterbeheerders. Alleen is de informatiebehoefte met de komst van de KRW in 2001 veranderd. Wat is er aan de hand?

- De KRW bepaalt wat voor informatie de waterbeheerders minimaal moeten verzamelen en hoe deze beoordeeld moet worden.
- De KRW eist vergelijkbaarheid van deze beoordeling op Europees niveau.
- De KRW verlangt kwaliteitsborging van onderzoek voor deze beoordeling.

Voor het eerst worden harde eisen gesteld aan de toepasbaarheid van gegevens buiten het eigen beheersgebied. Dit vraagt een andere benadering van het onderzoek, vanuit de invalshoeken standaardisatie en kwaliteitsborging.

Standaardisatie en kwaliteitsborging

Standaardisatie en kwaliteitsborging van hydrobiologische methoden in Nederland, vormen het doel van een project dat enkele jaren geleden is opgestart door een samenwerkingsverband van STOWA, RIZA, WEW en NEN. Nederland kan niet achterblijven. In het kielzog van de KRW worden Europese normen ontwikkeld voor hydrobiologische onderzoeksmethoden. De verwachting is dat deze normen in de toekomst de aanpak van onderzoek zullen gaan bepalen. Daarom moet ook Nederland zorgen voor een werkwijze volgens genormaliseerde onderzoeksmethoden. De publicatie van dit handboek is daarin een eerste stap.

Verder kijken dan je neus lang is

Waterbeheerders zijn geen wetenschappelijke instellingen. Zij verzamelen gegevens voor de beoordeling van oppervlaktewater volgens voorgeschreven methoden.

Vroeg of laat komt er iemand, die deze gegevens wil gebruiken voor andere doelen. Bijvoorbeeld om de toestand van de flora en fauna in Nederland te beschrijven of om nieuwe beoordelingssystemen te ontwikkelen. Hou dit in gedachten bij de opzet van onderzoek, bij het veldwerk en bij de analyse op het lab. Als niemand ooit meer zou dan doen dan strikt noodzakelijk, zouden we nooit een stap verder komen.

1.3 Dankwoord

Standaardisatie lukt alleen als het door iedereen gedragen wordt. De hoofdstukken zijn samengesteld door auteurs met veel praktijkervaring en kennis van kritische, methodische stappen. Alle aangeleverde teksten zijn becommentarieerd door experts, eveneens mensen die met beide benen in het werkveld staan. Het gehele project is begeleid door een commissie die bestond uit vertegenwoordigers van de projectgroep en van waterbeheerders, elk met een eigen ervaring op het gebied van biologische monitoring. De opmaak is toegesneden op duurzaamheid, maar ook op flexibiliteit. Met recht kunnen we daarom zeggen dat dit handboek niet gemaakt had kunnen worden zonder de inzet van vele personen. Bedankt voor jullie inspanningen!

1.4 Leeswijzer

Het Handboek Hydrobiologie bestaat uit vier clusters:

- I ondersteunende hoofdstukken (Hydrobiologisch onderzoek in het waterbeheer, Werken in het veld, Werken in het lab, Meetpuntbeschrijving, Data-analyse en -interpretatie);
- II microscopische hoofdstukken (Fytoplankton, Sieralgen, Kiezelalgen, Zoöplankton);
- III macroscopische hoofdstukken (Vegetatie, Macrofauna, Vis);
- IV bijlagen.

Veel informatie staat in bijlagen, deels omdat sommige informatie snel veroudert en makkelijk actueel gehouden moet worden, deels omdat sommige informatie van algemeen belang is en niet aan één hoofdstuk te koppelen.



HOOFDSTUK 2 HYDROBIOLOGISCH ONDERZOEK IN HET WATERBEHEER

In dit hoofdstuk behandelen we enkele algemene zaken rond hydrobiologisch onderzoek in het waterbeheer. Achtereenvolgens zijn dat de strategie bij dit soort onderzoek ([paragraaf 2.2](#)), de opzet van een hydrobiologisch meetnet ([paragraaf 2.3](#)), de dataverwerking en het datamanagement ([paragraaf 2.4 en 2.5](#)) en ten slotte de meetonzekerheid en kwaliteitsborging ([2.6](#)).

We beginnen het hoofdstuk echter met een algemene inleiding. Hierin gaan we kort in op de historie en het belang van het hydrobiologisch onderzoek in Nederland. Veel draait tegenwoordig om de Kaderrichtlijn Water. Daarom komt de KRW terug in de meeste paragrafen. In de tekst van dit hoofdstuk staan diverse termen en begrippen. Deze zijn uitgelegd in [bijlage 1](#) van het handboek.

2.1 INLEIDING

2.1.1 Hydrobiologisch onderzoek door de jaren heen

Het eerste teken van hydrobiologisch onderzoek zoals wij dat kennen, komen we in Nederland tegen aan het einde van de negentiende eeuw. Het Zoölogisch Station in Den Helder (tegenwoordig het NIOZ) had meerdere jaren fytoplanktonmonsters verzameld bij Texel en deze monitoring leidde tot de eerste waarneming van een bloei van de slijmalg *Phaeocystis* in ons kustwater (Hoek 1898). Spoedig volgden planktonbemonsteringen van de Noordzee en de Zuiderzee door Van Breemen (1905) en uitgebreid hydrobiologisch onderzoek in het Zuidlaardermeer door Havinga (1919). Beijerinck (1926) onderzocht de algen in Drentse heideplassen en ontwikkelde als eerste een soort beoordelingssysteem, eigenlijk een typeringssysteem, op basis van sieraalgen. Heimans onderzocht rond die tijd vennen in Zuid-Nederland. Een jaar of tien later werd uitgebreid hydrobiologisch onderzoek op touw gezet, rond de afsluiting van de Zuiderzee. Redeke (1948) publiceerde een algemeen handboek over hydrobiologie met een beschrijving van watertypen en soorten in Nederland. Het proefschrift van Moller Pillot (1971) beschreef de eerste biologische beoordelingsmethode op basis van macrofauna, voor Nederlands beken. In de decennia daarna is deze methode lang door de waterbeheerders als beoordelingsmethode gebruikt.

Verdere belangrijke ontwikkelingen in Nederland waren:

- de verschijning van het handboek *Biologische Waterbeoordeling* van de Werkgroep Ecologisch Waterbeheer (De Lange & de Ruiter 1977);
- de opkomst van hydrobiologisch onderzoek in het waterbeheer. Steeds meer water- en (toen nog) zuiveringsschappen namen hydrobiologen in dienst en voerden biologische monitoring uit;
- de verschijning van veel regionale beoordelingsmethoden, vaak opgesteld door de waterbeheerders of de provincies;
- de ontwikkeling van landelijke beoordelingsmethoden door de STOWA halverwege de jaren negentig. Dit zijn de zogenaamde EBeo-systemen voor de ecologische beoordeling van verschillende watertypen (STOWA 2006);
- het van kracht worden van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW), eind 2000, waardoor ecologische beoordeling een wettelijke verplichting werd (zie: Europees Parlement en de Raad van de Europese Unie 2000). Volgens het tijdschema van de KRW moesten de lidstaten in 2006 een monitoringsprogramma opgesteld hebben, dat vanaf 2007 operationeel moest zijn.

2.1.2 Het belang van hydrobiologisch onderzoek

Er zijn verschillende motieven om biologisch onderzoek in oppervlaktewater uit te voeren. Een belangrijke reden is te vinden in de intrinsieke waarde van flora en fauna, ook in het aquatisch milieu. Hierbij kan men denken aan de biodiversiteit in het algemeen en aan beschermde soorten. Verder zijn algemene ecologische doelen opgesteld (sinds de KRW is dit zelfs verplicht). De huidige toestand van dit soort waarden en doelen, en de ontwikkeling hiervan, kunnen alleen onderzocht worden met biologische metingen. Ook het effect van maatregelen die gericht zijn op het behalen van deze doelstellingen, zoals herinrichting, aanpassing van het beheer en vermindering van lozingen, moeten met biologisch onderzoek gemonitord worden.

Daarnaast geeft biologisch onderzoek, in combinatie met fysisch-chemisch en morfologisch onderzoek, inzicht in het ecologisch functioneren van oppervlaktewateren. Dit inzicht is nodig om knelpunten te benoemen en om gericht maatregelen te kunnen nemen. Biologisch onderzoek kan ook een signaalfunctie hebben. Een slecht ontwikkeld ecosysteem kan op een antropogene beïnvloeding wijzen, bijvoorbeeld de lozing van een giftige stof. Dit kan dan reden zijn om specifieke stoffen in het water te analyseren.

Tenslotte biedt ecologisch gezond water ook een zekere garantie voor een goede kwaliteit voor diverse andere functies, zoals recreatief medegebruik en drinkwaterwinning. Bij een gezond ecologisch systeem horen tegenwoordig ook principes zoals water vasthouden en ruimte voor inundaties. Deze principes vergroten de biologische diversiteit en voorkomen wateroverlast, verdroging en de inlaat van gebiedsvreemd water. Streven naar ecologisch gezond water staat dus garant voor een duurzaam waterbeheer.

2.1.3 Kaderrichtlijn Water

De KRW schrijft voor dat alle oppervlaktewateren in een goede ecologische toestand moeten verkeren of een goed ecologisch potentieel moeten hebben. Nooit mag de ecologische kwaliteit door menselijk handelen verslechteren. Deze ecologische kwaliteit moet worden vastgesteld op grond van biologische, fysisch-chemische en hydromorfologische gegevens. Er zijn verschillende biologische groepen (in KRW-terminen: *biologische kwaliteitselementen*), die hierbij een rol spelen. In de KRW is nauwkeurig aangegeven hoe de monitoring hiervan moet worden opgezet (meetfrequentie en te meten aspecten, zoals abundantie en soortensamenstelling). Hierbij onderscheidt men verschillende doelstellingen voor de metingen. In [paragraaf 2.3](#) gaan we hier dieper op in, maar details staan in de hoofdstukken van de verschillende biologische kwaliteitselementen ([hoofdstuk 7 tot en met 13](#)).

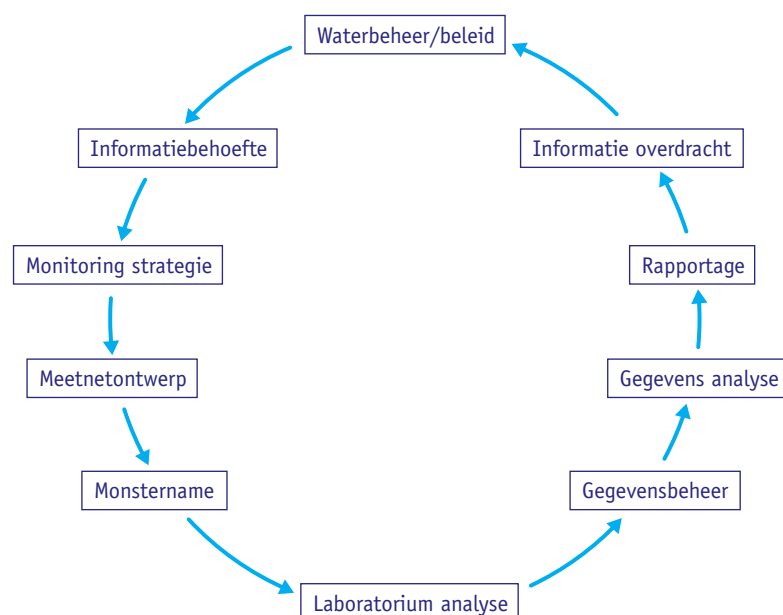
2.2 MONITORINGSTRATEGIE

2.2.1 Monitoringprogramma

Voordat met het bemonsteren gestart kan worden moet er een meet- of monitoringsprogramma¹ opgezet zijn. In dit programma staat wat, waar en wanneer wordt gemeten. De opzet van een monitoringsprogramma moet gekoppeld zijn aan de informatiebehoefte die er vanuit het beleid is. Hiervoor gebruikt men de *monitoringcyclus* in [figuur 2.1](#).

Fig 2.1 De monitoringcyclus

Bron: UN/ECE 1996.



2.2.2 Monitoringcyclus

In de monitoringcyclus (ook wel waterbeheercyclus genoemd), bestaat er een onderscheid tussen informatie en gegevens. Gegevens of data zijn de ‘ruwe’ resultaten van bemonstering en laboratoriumanalyses². Informatie volgt uit de interpretatie van deze gegevens *c.q.* uit data-analyse. De informatie is een middel om het waterbeheer of waterbeleid vorm te geven.

Informatiebehoefte

De monitoringcyclus begint bij het beheer en beleid (bovenin de cyclus). Om het beleid vast te kunnen stellen of uit te kunnen voeren, is informatie nodig (de informatiebehoefte, bijvoorbeeld: hoe schoon is het water, wat is de ecologische toestand?). Deze informatie moet verzameld worden door te monitoren. Hiervoor wordt eerst een strategie opgesteld. Wanneer overlappingsen bestaan in de informatiebehoefte van verschillende beleidsterreinen, kan een zo efficiënt mogelijke, gezamenlijke strategie voor kostenbesparing zorgen.

Meetnetontwerp

De volgende stap in de cyclus is het meetnetontwerp. Meetpunten kunnen informatie opleveren voor meerdere informatiebehoeften. Verschillende onderzoeksvragen vereisen echter vaak verschillende onderzoeks- en beoordelingsmethoden. Meetpunten worden afhankelijk van de onderzoeksvraag en -methode gekozen. Een uitwerking van monitoringsstrategieën en meetnetontwerp is opgenomen in de Richtlijnen Monitoring (Van Splunder *et al.* 2006).

Gegevens en informatie

Op de punten van het meetnet worden monsters genomen. Deze worden in het veld of in het laboratorium geanalyseerd. De resultaten, gegevens, komen terecht in databases. Dit is de stap van het gegevensbeheer. Analyse van de gegevens leidt tot informatie die specialisten rapporteren aan beheerders en beleidsvormers. Dit is de vitale stap van informatieoverdracht. Hier ontvangen de bestuurders, beheerders en beleidsmakers de informatie waar ze om gevraagd hebben. Met deze informatie kunnen ze zien wat de ecologische toestand is van het oppervlaktewater, en of maatregelen effectief zijn. Door de informatie te gebruiken, evalueren ze het gevoerde beleid. Waar nodig kan dit beleid worden bijgesteld en de nieuwe informatiebehoefte geformuleerd worden. Dan begint de cyclus opnieuw.

2.2.3 Overwegingen in meetnetontwerp

Uitgangspunten

Bij het meetnetontwerp neemt men besluiten over de te onderzoeken parameters of biologische groepen, de meetpunten en de frequentie. Voor het eigen waterbeheer is het noodzakelijk voldoende inzicht te krijgen in de ecologische waarde en het ecologisch functioneren van het oppervlaktewater. Hierbij houdt men rekening met verschillen in watertypen en seizoensfluctuaties en met ontwikkelingen in de tijd, door klimatologische factoren, door wijzigingen in beïnvloeding en beheer en door het uitvoeren van maatregelen. In dit hoofdstuk bespreken we deze aspecten globaal. In de volgende hoofdstukken

¹ Een monitoringsprogramma is een meetprogramma waarin metingen herhaald worden uitgevoerd. Vaak is er een roulerend meetnet opgezet, waarbij het meetnet met een frequentie van drie of vier jaar cyclisch herhaald wordt. Er kunnen echter ook eenmalig metingen verricht worden, bijvoorbeeld voor een inventarisatie. In dit rapport gebruiken we de termen ‘meetprogramma’ en ‘monitoringsprogramma’ door elkaar, omdat het onderscheid niet van belang is voor de aspecten die we in dit handboek behandelen (zie ook paragraaf 2.3.1).

² Sommige auteurs maken nader onderscheid tussen ‘gegevens’ en ‘data’. Gegevens zijn ruwe resultaten van chemische en biologische analyses, bij data is sprake van onderlinge samenhang en structuur, zoals in een database.

worden deze onderwerpen meer in detail uitgewerkt. De KRW hanteert voorschriften voor parameters, meetpunten en frequenties (zie [paragraaf 2.3.2](#)).

Kostenafweging

Bij het ontwerp van een meetnet spelen ook de kosten een rol. Hoe uitgebreider het meetprogramma, hoe hoger de kosten zijn. Deze moeten afgewogen worden tegen de grotere hoeveelheid informatie die zo'n meetnet op kan leveren, of de grotere mate van detail. Voor een deel is dit een beleidsmatige keuze (*value for money*). Aan de andere kant vereist de onderzoeksvraag meestal een minimale onderzoeksinspanning. Om een goede keuze te kunnen maken, moeten beide aspecten (kosten en opgeleverde informatie) inzichtelijk gemaakt worden. Hierbij kunnen ook enkele varianten van het meetprogramma gepresenteerd worden, zodat een bestuur een duidelijke keuzemogelijkheid gepresenteerd krijgt.

Bij de afweging moet bedacht worden dat goede informatie belangrijk is, niet alleen om de juiste maatregelen te kunnen nemen, maar ook om het uitvoeren van overbodige maatregelen te kunnen voorkomen. Met andere woorden: door te investeren in een monitoringsprogramma kunnen later kosten bespaard worden. Het is dus niet verstandig om sterk te bezuinigen op monitoring.

Bij de kosten van onderzoek speelt de tijdbesteding een belangrijke rol. Details over tijdbesteding van onderzoek is opgenomen in de verschillende hoofdstukken over de biologische kwaliteitselementen ([hoofdstukken 7 tot en met 13](#)).

2.2.4 Monitoringstrategie in de Kaderrichtlijn Water

De KRW onderscheidt drie vormen van monitoring:

- toestand- en trendmonitoring; deze monitoring is bedoeld om op grote schaal de toestand vast te leggen en lange-termijn veranderingen door natuurlijke omstandigheden of door menselijke activiteit te onderzoeken;
- operationele monitoring; deze monitoring is bedoeld om het effect van uitgevoerde maatregelen te onderzoeken. Indien blijkt dat doelen niet op tijd gehaald worden, moet het maatregelenpakket bijgesteld worden;
- monitoring voor nader onderzoek; dit onderzoek is nodig om uit te zoeken waarom een waterlichaam niet aan de doelstelling voldoet, of om de omvang van incidentele verontreinigingen vast te stellen.

Feitelijk zijn dit drie vormen van informatiebehoefte. Voor elk van deze drie vormen is de monitoringcyclus toepasbaar. Hierdoor zullen drie verschillende meetstrategieën en meetnetten kunnen ontstaan, die op onderdelen kunnen overlappen.

2.3 OPZET MEETNET

2.3.1 Inleiding

Bij de opzet van een meetprogramma³ spelen de keuze van de parameter(s) of parametergroepen, de meetpunten, de meetfrequentie, meetnetroulatie, dataverwerking en datamanagement een rol. Deze aspecten bespreken we hieronder. Meer gedetailleerde informatie is te vinden in Van Splunder *e.a.* (2006).

2.3.2 Biologische parameter(s) in het algemeen

Bij hydrobiologisch onderzoek kan men kiezen uit diverse parameters (of volgens de KRW-terminologie: kwaliteitselementen). Zonder daarmee uitpuittend te willen zijn, worden in dit handboek zeven groepen van biologische parameters behandeld ([hoofdstuk 7 tot en met 13](#)). Deze groepen, hun bete-

kenis en de relevantie voor ecologisch onderzoek, zijn genoemd in [tabel 2.1](#). Groepen die in dit handboek *niet* aan de orde komen zijn bacteriën (met uitzondering van blauwalgen), reptielen, amfibieën en vogels (hoewel deze laatste groep meestal niet gezien wordt als onderwerp van *hydrobiologisch* onderzoek).

Tabel 2.1 Overzicht van behandelde biologische groepen

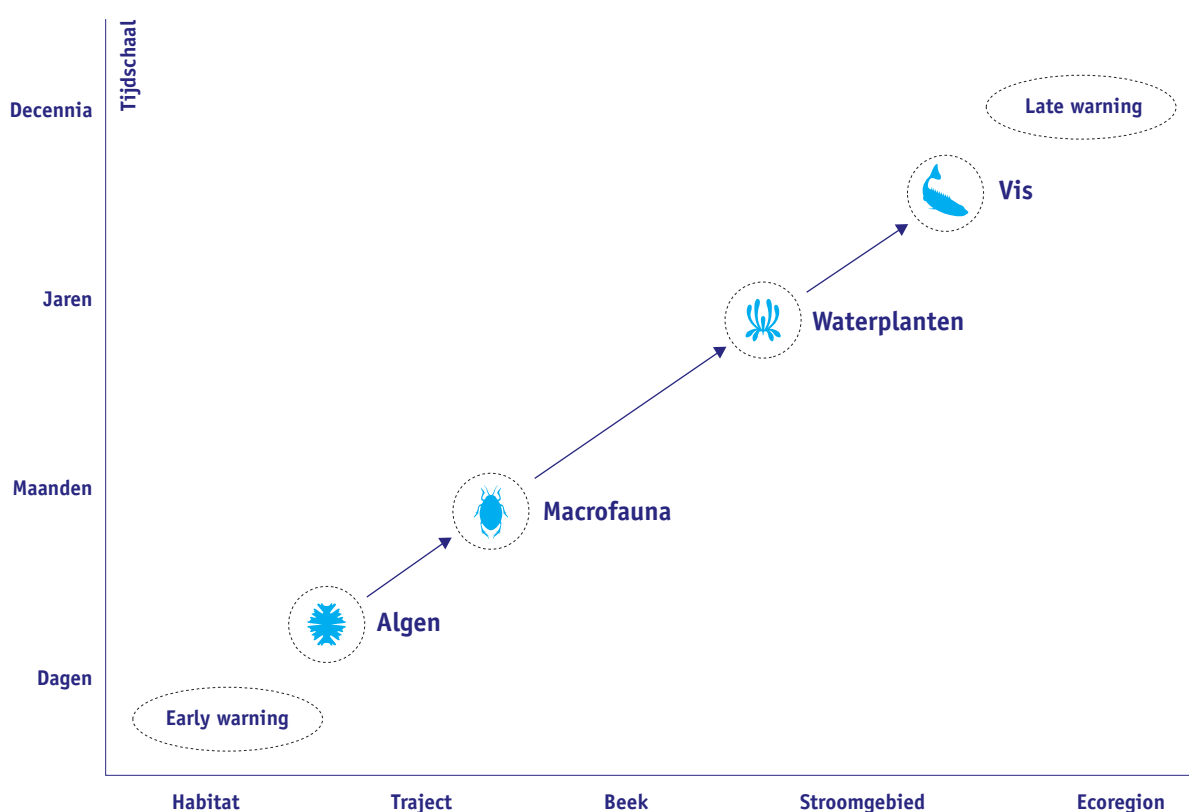
GROEP	OMSCHRIJVING	BETEKENIS ALS INFORMATIEBRON	HH
Fytoplankton	Vrij zwevende algen, inclusief blauwalgen (cyanobacteriën)	Indicatief voor eutrofiëring, verzilting, graasdruk etc. Meest onderzocht in meren en kanalen, weinig meer in rivieren.	H 7
Sieralgen	Ook: Desmidiaceae. Specifieke groep algen in het plankton en aangroei.	Indicatief voor diverse vormen van verstoring, waaronder eutrofiëring en verzuring. Meest onderzocht in kleinere, stilstaande wateren.	H 8
Kiezelwieren	Ook: diatomeeën. Specifieke groep algen in het plankton en het aangroei.	Indicatief voor diverse vormen van waterverontreiniging, zoals eutrofiëring en verzuring. Meest onderzocht in kleinere, stilstaande wateren, sloten, kanalen en beken.	H 9
Zoöplankton	Microscopische dieren die zich vrij bewegen in de waterkolom.	Indicatief voor graasdruk en vispredatie. Onderzocht in diepe en ondiepe meren.	H 10
Vegetatie	Water- en oeverplanten, meestal inclusief varens, paardenstaarten, mossen en draadwieren.	Indicatief voor eutrofiëring, maar ook voor hydro-morfologische en hydrodynamische aantasting door inrichting, onderhoud, scheepvaart, etc. Onderzocht in alle typen wateren.	H 11
Macrofauna	Met het blote oog zichtbare, ongewervelde dieren in het water en in of op substraat.	Indicatief voor stromingsregime, inrichting en organische belasting. Veel onderzocht in stromende wateren, maar ook in stagnante wateren.	H 12
Vis	Vis, onderverdeeld in bijvoorbeeld diadrome vis en standvis.	Indicatief voor connectiviteit en opbouw voedselweb. Onderzocht in diverse wateren, met uitzondering van zure vennen.	H 13

³ De termen meetprogramma en monitoringsprogramma worden beide gebruikt, maar hebben een verschillende betekenis. Onderzoek of metingen naar de biologische en chemische kwaliteit van het water kan met verschillende doelstellingen plaatsvinden, bijvoorbeeld voor een eenmalige inventarisatie ("survey") of om ontwikkelingen in de tijd te volgen (monitoring). Een monitoringsprogramma is dus specifiek dan een meetprogramma. In dit document zullen we zoveel mogelijk spreken van "metingen" in plaats van "monitoring" en dus van een "meetprogramma" in plaats van een "monitoringsprogramma". Het lastige is dat de KRW uitsluitend van "monitoring" spreekt, zelfs als het om onderzoek gaat naar bijvoorbeeld de bron van een verontreiniging. De KRW noemt dit ook "monitoring voor nader onderzoek".

In het denken over de toepassing van biologische groepen in een meetnet, speelt niet alleen de in [tabel 2.1](#) genoemde betekenis als informatiebron een rol, maar ook de ruimtelijke en temporele schaal waarop we informatie nodig hebben. Algen geven informatie over toestandsveranderingen op korte termijn in een klein gebied, terwijl vissen informatie geven over toestandsveranderingen op langere termijn in een groter gebied ([figuur 2.2](#)).

Fig 2.2 De informatieve waarde van biologische groepen

De informatieve waarde van biologische groepen in relatie tot de schaal waarop informatie gewenst is (samengesteld uit twee plaatjes van P. Verdonschot, gepresenteerd tijdens de themadag Monitoring flora en fauna op 15 december 2009).



2.3.3 Biologische parameters in de Kaderrichtlijn Water

In [tabel 2.2](#) staan de watertypen genoemd waarin de biologische groepen meestal onderzocht worden. De KRW geeft richtlijnen hierover. In een enkel geval laten deze ruimte voor een verschillende invulling. Dit heeft ertoe geleid dat rivierfytoplankton in Nederland niet wordt onderzocht, maar in Duitsland wel. In [tabel 2.2](#) is aangegeven welke keuze Nederland daarbij (voorlopig) heeft gemaakt.

2.3.4 Meetpuntkeuze in het algemeen

Koppeling met de vraag

De locatiekeuze van meetpunten moet in algemene zin gekoppeld zijn aan de onderzoeksvraag of de informatiebehoefte. Hiervoor bestaan algemene richtlijnen. Afhankelijk van de aard van de vraag kunnen deze in de volgende drie groepen verdeeld worden:

- 1 Bij een algemene inventarisatie houdt men rekening met:
 - verschillen in watertypen; let daarbij ook op landschappen, bodemsoort, helling van het terrein, enz.;
 - verschillen in de mate van beïnvloeding; neem zowel diffuse en puntlozingen als hydromorfologische beïnvloedingen mee;
 - spreiding van de meetpunten over het gebied dat men wil inventariseren; dit kan in sommige gevallen strijdig zijn met de twee voorgaande aspecten.
- 2 Bij het monitoren van uitgevoerde maatregelen zijn de twee mogelijkheden:
 - vergelijken met referentiepunten; in stromend water zijn dit meetpunten bovenstrooms van de locatie waar de maatregelen worden uitgevoerd. Voor stilstaande wateren, of als de karakteristieken van het bovenstroomse traject bij stromend water te afwijkend zijn, moeten vergelijkbare wateren geselecteerd worden waar de maatregelen niet genomen worden;
 - vergelijken in de tijd; op de locatie waar de maatregelen genomen worden, neemt men monsters vóór (nulsituatie) en na het nemen van de maatregelen. Omdat er allerlei problemen verbonden zijn aan het vergelijken in de tijd, is het raadzaam om in dit geval ook referentiepunten te selecteren en onderzoeken. Zie verder [hoofdstuk 6](#).
- 3 Bij onderzoek naar grootschalige maatregelen (mestbeleid) of lange termijn veranderingen, zijn de drie mogelijkheden:
 - meetpunten benedenstrooms kiezen (cumulatief effect);
 - meetpunten kiezen op locaties waar geen andere veranderingen verwacht worden (bijvoorbeeld in beschermde natuurgebieden);
 - meerdere meetpunten bovenstrooms kiezen (uitmiddelen van lokale veranderingen).

Tabel 2.2 Te onderzoeken biologische kwaliteitselementen volgens de KRW

BIOL. KWALITEITSELEMENT	RIVIEREN	MEREN	OVERGANGSWATEREN	KUSTWATEREN
Fytoplankton	-	Biomassa, samenstelling en abundantie	Biomassa, samenstelling en abundantie	Biomassa, samenstelling en abundantie
Overige waterflora	Samenstelling en abundantie macrofyten en benthische kiezelwieren	Samenstelling en abundantie macrofyten	Samenstelling en abundantie angiospermen en macro-algen	Samenstelling en abundantie angiospermen en macro-algen
Benthische ongewervelde fauna	Samenstelling en abundantie macrofauna	Samenstelling en abundantie macrofauna	Samenstelling en abundantie macrofauna	Samenstelling en abundantie macrofauna
Vis	Samenstelling en abundantie	Samenstelling en abundantie	Samenstelling en abundantie	-

Representativiteit

Meestal staat een meetpunt model voor een groter deel of traject van een bepaald water. Bij de keuze van het meetpunt moet met deze representativiteit rekening worden gehouden. Dat houdt in dat het meetpunt karakteristiek moet zijn voor de situatie die men wil onderzoeken. Een veldmeting en een monster zijn immers steekproeven uit een groter geheel. Het kwaliteitsoordeel dat op basis van de meting en het monster geveld wordt, moet ook voor dat grotere geheel gelden. Of het meetpunt inderdaad representatief is, is nooit met zekerheid te zeggen. Wel kan men de kans zo klein mogelijk maken, dat het meetpunt op een a-typische locatie ligt. Hou daartoe rekening met alle relevante standplaatsfactoren.

Bij de monsternamen in het veld speelt de locatiekeuze op kleinere schaal ook nog een rol. Aangekomen op het meetpunt, moet bepaald worden welke habitats bemonsterd worden, waar de netten worden uitgezet, of waar de opname uitgevoerd wordt. Voor deze keuzes verschillen de voorschriften per flora- en faunagroep. Details daarover zijn te vinden in de betreffende hoofdstukken.

INTERMEZZO 2.1

Tot voor kort werd onderscheid gemaakt tussen de begrippen meetpunt en meetlocatie. Een meetpunt was gedefinieerd als de plek waar een meting verricht of een monster genomen wordt. Een meetlocatie (of kortweg 'locatie' genoemd in het softwareprogramma QBWat) was een punt waaraan de geaggregeerde gegevens van meerdere meetpunten binnen één waterlichaam werden gekoppeld. Soms viel een meetlocatie samen met een meetpunt, maar een meetlocatie kon ook een fictief punt in het waterlichaam zijn (bijvoorbeeld het geografisch zwaartepunt). Vanwege de verwarring rond deze termen is het woord 'meetlocatie' nu vervangen door 'meetobject'. Dit begrip heeft alleen betekenis binnen de systematiek van de KRW. Voor het uitvoeren van hydrobiologische bemonsteringen is het niet relevant. Om de plek aan te geven waar men meet of bemonstert, kunnen de termen meetpunt, monsterpunt en meetlocatie dus door elkaar gebruikt worden. In dit handboek geven we de voorkeur aan de term meetpunt, omdat 'meten' een betere algemene aanduiding is voor de activiteiten die we op zo'n meetpunt ondernemen.

2.3.5 Meetpuntkeuze in de Kaderrichtlijn Water

De KRW geeft aanwijzingen voor de keuze van meetpunten voor de toestand- en trendmonitoring en voor de operationele monitoring. Beide monitoringsprogramma's zijn operationeel. Daarom verwijzen we kortheidshalve naar de KRW-richtlijn (Europees Parlement en de Raad van de Europese Unie 2000, [bijlage V](#), paragraaf 1.3 Monitoring van de ecologische en de chemische toestand van oppervlaktewateren). Het 'Protocol Toetsen en beoordelen voor de KRW' (Torenbeek & Pelsma 2007) geeft aanwijzingen voor het aantal meetpunten in een waterlichaam, afhankelijk van het betreffende kwaliteitselement. Deze aanwijzingen zullen niet veranderen in het geactualiseerde protocol dat verschijnt in 2014, naar aanleiding van de maatlataanpassing in 2012. Ze luiden als volgt.

Fytoplankton

In principe is één meetpunt per waterlichaam voldoende. In meren wordt op twee plekken rond het meetpunt een monster genomen (zie [hoofdstuk 7](#)⁴). De verticale variatie (gelaagdheid) is hierbij een punt van aandacht.

⁴ Op grond van voorschriften geformuleerd in dit Handboek Hydrobiologie, zijn enkele aanwijzingen in het Protocol Toetsen en beoordelen uit 2007, of in de Richtlijnen Monitoring uit 2006, niet meer actueel. Deze aanwijzingen worden hier niet genoemd.

Kiezelwieren

Eén meetpunt per waterlichaam is voldoende. Op het meetpunt worden meerdere habitats (oeverplanten, waterplanten, of andere harde substraten) bemonsterd (zie [hoofdstuk 9](#)).

Vegetatie

Voor vegetatie moet het waterlichaam eigenlijk gebiedsdekkend onderzocht worden. In de praktijk komt dit neer op het kiezen van een groot aantal meetpunten in een waterlichaam (minimaal zes; afhankelijk van de grootte van het waterlichaam). Op elk meetpunt wordt een vegetatie-opname gemaakt (zie [hoofdstuk 11](#)).

Macrofauna

Voor de benthische ongewervelde fauna kunnen in een waterlichaam één of meerdere meetpunten gekozen worden, afhankelijk van de variatie binnen het waterlichaam. Op één meetpunt worden meerdere habitats bemonsterd (zie [hoofdstuk 12](#)).

Vis

Bemonstering van vis voor de KRW moet plaatsvinden volgens het voorschrift in dit handboek (zie [hoofdstuk 13](#)). Dit voorschrift is gebaseerd op de handleiding van de STOWA (2002) en de evaluatie daarvan die in 2008 heeft plaatsgevonden.

2.3.6 Frequentie in het algemeen

Bij de frequentie van bemonstering moeten we onderscheid maken tussen de frequentie binnen één jaar en de roulatie/cyclus van meetjaren. De meetfrequentie binnen een jaar is gerelateerd aan de seizoensfluctuatie van de betreffende flora- of faunagroep. De roulatie, dus om de hoeveel jaar het onderzoek plaatsvindt, heeft te maken met de snelheid waarin de betreffende flora- en faunagroepen reageren op veranderingen. Daarbij gaat het primair om veranderingen als gevolg van wijzigingen in beïnvloeding, door uitgevoerde maatregelen of door gewijzigd beheer.

De roulatie die men hanteert, kan ook het resultaat zijn van een afweging tussen aantal meetpunten en beschikbaar budget. Heeft men gekozen voor een groot aantal meetpunten, om recht te doen aan een grote verscheidenheid aan watertypen, dan zal de cyclus waarin de meetpunten worden bezocht in veel gevallen groter moeten worden (met een groter aantal jaren tussen opéénvolgende bezoeken).

Beide onderwerpen (meetfrequentie binnen een jaar en de roulatiesnelheid) komen ook aan de orde in de hoofdstukken over de verschillende flora- en faunagroepen. In [hoofdstuk 6](#) worden hierover ook nog opmerkingen gemaakt.

2.3.7 Frequentie in de Kaderrichtlijn Water

In de KRW wordt geen onderscheid gemaakt tussen meetnetroulatie en de meetfrequentie binnen een onderzoeksjaar. In de Richtlijnen Monitoring Oppervlaktewater (Van Splunder *et al.* 2006) is dit onderscheid wel gemaakt. De afspraken die hierover in Nederland voor de KRW zijn gemaakt, luiden als volgt:

Meetfrequentie

- één keer per jaar behalve voor:
- fytoplankton in meren: zes keer per jaar voor biomassa, twee tot vier keer per jaar voor soortensamenstelling en abundantie (aanbevolen wordt zes keer);
- fytoplankton in overgangs- en kustwateren: zeven keer per jaar
- macrofauna in overgangs- en kustwateren: twee keer per jaar.

Meetnetroulatie

- voor toestand- en trendmonitoring: een keer per planperiode (van zes jaar).
- voor operationele monitoring: twee keer per planperiode (van zes jaar), behalve voor fytoplankton in overgangs- en kustwateren: zes keer per planperiode.

Meer details over meetfrequentie, ook van de biologische kwaliteitselementen die niet onder de KRW vallen, is te vinden in het betreffende [hoofdstuk 7 tot en met 13](#).

2.4 DATAVERWERVING

2.4.1 Inleiding

Monitoring draait om dataverwerking. De waarde van de verzamelde gegevens moet zo hoog mogelijk zijn en de gegevens moeten consistent gehouden worden. Daarom is het van belang de verwerking zoveel mogelijk steeds op dezelfde, degelijke manier te doen. Hiervoor geeft deze paragraaf enkele algemene aandachtspunten. Eerst gaan we in op de wijze van dataverwerking (voorbereiding met GIS, het gebruik van veldformulieren en labformulieren en de focus op kwantitatieve data), daarna op het belang van metadata.

2.4.2 Wijze van dataverwerking

Vorbereiding met GIS

Het is verstandig om voordat we het veld in gaan, eerst de nodige informatie over de meetpunten te verzamelen. Het GIS van de waterbeheerder bevat waardevolle informatie over het waterlichaam waarin het meetpunt ligt (type, grootte, hydromorfologische eigenschappen, eigendom, enz.) en over de omgeving (landgebruik, punt- en diffuse bronnen enz.). Deze informatie is eerder gebruikt bij het plannen van meetpunten. Met GIS kunnen handzame kaarten worden gemaakt ter voorbereiding van het veldwerk (meer over de voorbereiding van veldwerk is te vinden in [hoofdstuk 3](#)).

Focus op kwantitatieve gegevens

De KRW verlangt 'kwantitatieve' meetmethoden. Dit betekent dat de monstergrootte (bemonsterd volume of oppervlak) vastgelegd moet worden. Daar waar 'gestandaardiseerde' bemonsteringsmethoden ruimte laten voor enige mate van flexibiliteit, moet in de vorm van metadata worden vastgelegd hoe die flexibiliteit is benut. In het veld wordt dus vastgelegd welke substraten zijn bemonsterd en in welke onderlinge verhouding. De [hoofdstukken 5 en 7 tot en met 13](#) behandelen de wijze waarop gegevens worden verkregen. Voor de meeste groepen zijn dit kwantitatieve gegevens. Alleen bij kiezelwieren en sialgen maken de beoordelingssystemen gebruik van semi-kwantitatieve resultaten.

Veldformulieren

Om het proces in het veld te vergemakkelijken en de kans op 'vergeten' of onduidelijke data en metadata te verminderen, worden veldformulieren gebruikt. Dit kunnen zowel papieren als digitale formulieren (veldcomputer) zijn. In beide gevallen moet met alle weersomstandigheden rekening worden gehouden. Er is watervast papier in de handel en veldcomputers moeten waterdicht zijn. Bij voorkeur zijn veldcomputers voorzien van GPS (global positioning satellite) en eventueel een veld GIS toepassing met voorgeladen kaarten, waarop de ligging van de meetpunten is aangegeven.

Ieder veldformulier bestaat standaard uit drie onderdelen:

- 1 metadata over het monster (locatie, monstergrootte en dergelijke);
- 2 metadata voor de interpretatie (secundaire omstandigheden);
- 3 specifieke invulvelden voor de data, afgestemd op het kwaliteitskenmerk (soortlijsten, abundanties en dergelijke).

Tevens moet de mogelijkheid bestaan om op kaart aan te geven waar precies de monsters zijn genomen (dit hoort bij de metadata over het monster). Eventueel kunnen ook opvallende omgevingsfactoren op kaart worden ingetekend (metadata voor de interpretatie).

Alle velden op een veldformulier moeten worden ingevuld, minimaal met een aanduiding 'niet van toepassing', om te voorkomen dat velden worden overgeslagen. Het is handig om, wanneer maar enkele opties mogelijk zijn, gebruik te maken van aanvinkhokjes ('n.v.t.' is dan een van die hokjes). De in veldformulieren gebruikte begrippen moeten afgestemd zijn op de landelijk gehanteerde terminologie in AquoLex, het waterwoordenboek voor Nederland (zie [bijlage 2](#)).

Wanneer men met papieren veldformulieren werkt moet op ieder blad de code van het meetpunt en de monsternamedatum worden ingevuld (of voorafgaand aan het veldwerk op de formulieren geprint worden). Zo voorkomt men dat papieren onnavolgbaar door elkaar raken. Bovendien moet op blad 1 het totaal aantal pagina's worden aangegeven waaruit het veldformulier bestaat en moet de leider van het veldonderzoek - nog in het veld! - aantoonbaar (door middel van een paraaf) de ingevulde formulieren controleren op volledigheid en juistheid (zie ook [hoofdstuk 3](#)).

Labformulieren

Ook in het laboratorium worden handelingen verricht die van invloed zijn op de data. Monsters worden voorbehandeld of uitgezocht, geanalyseerd en gevalideerd. De gehanteerde methodes hiervoor en de keuzes die in de behandelingen worden gemaakt, moeten worden vastgelegd op een (analoog of digitaal) labformulier. Het gaat hier grotendeels om metadata (zie [paragraaf 2.4.3](#)).

2.4.3 Het belang van metadata

In het veld en in het lab moet onderscheid worden gemaakt tussen meetgegevens (de gegevens die nodig zijn om een ecologische beoordeling te doen met behulp van de maatlatten, de pure data dus) en gegevens over die meetgegevens (data over data = metadata). Een set aan bemonsteringsresultaten is van weinig waarde als we niet weten waarop die resultaten betrekking hebben. Zonder nuttige gegevens over de meetgegevens zijn bemonsteringsgegevens niet te interpreteren⁵. Daarmee vervalt ook het nut van monitoring. Het zorgvuldig vastleggen van de juiste metadata is dus essentieel.

Metadata vormen de sleutel om, voorafgaand aan interpretatie en beoordeling, de data om te zetten in informatie (we zitten nu in het rechterdeel van de monitoringcyclus). Metadata kan men onderscheiden in twee categorieën:

- 1 gegevens die direct betrekking hebben op het monster zelf (waar, wanneer, hoe, door wie, welke biologische groep, analysemethode);
- 2 gegevens die van belang zijn voor de interpretatie (de secundaire omstandigheden: hydromorfologie, weersomstandigheden enz.).

Metadata voor de monsteridentificatie

De meest voor de hand liggende metadata hebben betrekking op het meetpunt en het monstermoment: waar en wanneer is bemonsterd, in welk waterlichaam, en waar precies in dat waterlichaam, op welke datum

⁵ Het onderscheid tussen data en metadata is niet altijd eenduidig. Afhankelijk van de vraagstelling en informatiebehoefte kunnen gegevens de ene keer als data worden gekenmerkt en de andere keer als metadata. Zodra monitoringsgegevens op zichzelf geanalyseerd kunnen worden, spreken we over data en niet (voor die vraagstelling) over metadata. Voor de eisen aan het vastleggen van dit soort gegevens maakt het onderscheid weinig uit, zolang de gegevens maar eenduidig worden vastgelegd.

en op welk tijdstip? De metadata over plaats en tijd zijn zo essentieel, dat ze eigenlijk onlosmakelijk met het monster zelf verbonden zijn.

In Nederland gebruiken we GIS (geografische informatiesystemen) om de ligging en andere eigenschappen van het meetpunt op te slaan (zie [hoofdstuk 5](#) voor de bepaling van de coördinaten). Deze karakteristieken zijn doorgaans gekoppeld aan een meetpuntcode. Deze code wordt gebruikt voor de link met het meetpunt in het laboratoriuminformatiesysteem (LIMS). Hierin staan alle overige metadata voor de monsteridentificatie, inclusief de tijdstippen waarop de monsters zijn verzameld en eventueel afgevoerd.

Onderstaande lijst geeft een niet uitputtend overzicht van mogelijke metadata voor de monsteridentificatie:

- meetpuntcode;
- coördinaten (x, y, z), waarbij x en y uitgedrukt in Amersfoort-coördinaten, en z in meter + NAP;
- monstercode: de code waaronder het monster in alle overige databases geregistreerd wordt;
- datum bemonstering (eventueel start- en einddatum, bijvoorbeeld bij fuiken);
- tijdstip bemonstering (eventueel start- en eindtijd, bijvoorbeeld bij fuiken);
- monsternemer(s);
- bemonsterde groep (macrofauna, fytoplankton, kiezelwieren enz.);
- bemonsteringsmethode (techniek);
- substraten die zijn bemonsterd en het aandeel van elk;
- steekproefgrootte (bijvoorbeeld het aantal submonsters, of het monstervolume)
- datum van monsterafvoer (wanneer van toepassing).

Metadata voor de interpretatie

Voor een juiste beoordeling van de resultaten moet men een aantal zaken weten. Op de eerste plaats moet men de omstandigheden kennen waaronder de monsters genomen zijn; waren deze ‘gemiddeld’ of ‘uitzonderlijk’. We hebben het hierbij over het weer, waterstanden en golfslag. Deze omstandigheden worden vastgelegd tijdens het veldwerk op het veldformulier (zie [hoofdstuk 3](#)).

Op de tweede plaats zijn de karakteristieken van het meetpunt en de omgeving van belang (zie [hoofdstuk 5](#)). Een duidelijk onderscheid moeten we maken tussen de vaste en de variabele kenmerken van een meetpunt. Tot de vaste kenmerken behoren de hydromorfologische kenmerken van het waterlichaam (inclusief de oeverzone en overstromingsgebied) en de beïnvloedingen die aanwezig zijn. Tot de variabele kenmerken behoren de tijdelijke omstandigheden op het tijdstip van bemonstering (en eventueel de voorgaande dagen). Alleen de laatstgenoemde moeten als metadata gerelateerd aan de monsternamen vastgelegd worden. Uiteraard biedt ieder veldbezoek ook een kans om veranderingen in de vaste kenmerken van een meetpunt vast te leggen. De hydromorfologische beschrijving van het meetpunt hoort dan ook standaard thuis in het informatiepakket dat de veldwerker bij zich moet hebben in het veld.

Op de derde plaats worden de metadata geregistreerd die betrekking hebben op de tijdstippen en de wijze waarop de monsters worden uitgezocht en geanalyseerd, en de eventuele afwijkingen hierin van de normale (gestandaardiseerde) procedures (metadata ten aanzien van de gebruikte methode). Deze registratie gebeurt op het lab op het labformulier en omvat onder meer de volgende karakteristieken:

- monstercode;
- datum van uitzoeken (bij macrofauna) of voorbehandeling (bij kiezelwieren);
- methode van uitzoeken (bij macrofauna) of voorbehandeling (kiezelwieren);
- datum van analyse (determinatie, abundantiebepaling);

- methode van analyse (verwijzing naar voorschrift);
- analist(en);
- niet-taxonomische kenmerken van aangetroffen individuen taxa (geslacht, levensstadium, fertiliteit en dergelijke);
- datum van validatie/controle/rapportage.

Met de verwijzing naar het analysevoorschrift wordt ook de benodigde informatie ontsloten over de gehanteerde taxonomie (TWN-systeem) en determinatiewerken.

Abiotische waterkwaliteitskenmerken, nodig voor de interpretatie van de biologische data, worden via de sleutelgegevens 'monstercode' en 'monsterdatum' onttrokken aan de betreffende database.

2.5 DATAMANAGEMENT

Voor goed waterbeheer is veel en adequate informatie nodig. Als bron daarvan verzamelen waterbeheerders gegevens (data). In [paragraaf 2.4](#) is uitgelegd hoe data zijn onder te verdelen in metadata (gegevens over gegevens) en 'echte' data (de meetgegevens waarin de waterbeheerder uiteindelijk is geïnteresseerd). In deze paragraaf gaan we in op het beheren van de complete verzameling van gegevens en data⁶. In [bijlage 3](#) hebben we technische informatie over databeheer opgenomen.

2.5.1 Standaardisatie

Om samenwerking tussen waterbeheerders en een soepele rapportage naar de EU mogelijk te maken, is het nodig om gegevens in standaard formaten op te slaan. Hierbij gebruikt men standaard domeinwaarden. Dit zijn vastgestelde lijsten van mogelijke waarden voor iedere parameter. Er bestaat daarbij een onderscheid tussen geografische data en niet-geografische data. Geografische data hebben vooral betrekking op de locatie van een gegevensobject. Doorgaans zijn deze data in de tijd gezien redelijk stabiel. Denk hierbij aan bijvoorbeeld leggergegevens, of de ligging van meetpunten. Niet-geografische gegevens zijn gegevens die vooral tijdsafhankelijk zijn, zoals de (reeksen van) bemonsteringsgegevens op een bepaald meetpunt.

Geografische gegevens

Geografische gegevens worden in een geografisch informatiesysteem (GIS) opgeslagen. Op Europees niveau bestaan afspraken over standaarden voor het opzetten en onderhouden van GIS toepassingen. Deze zijn vastgelegd in de INSPIRE richtlijn. De InformatieDesk standaarden Water (IDSW) vertaalt deze verplichtende richtlijn naar het Nederlandse waterbeheer en heeft ook in Europa een leidende rol in de implementatie. IDSW geeft een nieuwsbrief uit waarop men zich kan abonneren (zie [bijlage 2](#)).

Niet-geografische gegevens

Niet-geografische gegevens kunnen op diverse manieren worden opgeslagen. Relationele databases zijn hiervoor tegenwoordig de standaard. Relationele databases bieden uitstekende mogelijkheden om grote datasets te beheren, te valideren en beschikbaar te maken voor statistische analyse. Bovendien maken zij het eenvoudiger om de opslag van gegevens te standaardiseren. Hierdoor vergemakkelijken zij de uitwisseling en vergelijking van gegevens van verschillende waterbeheerders. Helaas heeft niet iedere

⁶ Databases maken overigens geen onderscheid tussen data en metadata in de manier van opslaan van deze gegevens. Dit onderscheid is enkel van (groot) belang voor de gebruikers van de data.

waterbeheerder al de beschikking over een geschikte relationele database. Daarom worden vaak spreadsheets gebruikt. Spreadsheets bieden relatief weinig mogelijkheden om de kwaliteit van de gegevens te waarborgen (bijvoorbeeld door controle op de correcte naamgeving van soorten en de juistheid van ingevoerde getalswaarden). Er zijn in spreadsheets wel bepaalde geautomatiseerde controles mogelijk, maar deze zijn veel minder goed ontwikkeld dan in relationele databases. Bovendien is een spreadsheet minder toegankelijk bij het analyseren van resultaten van uiteenlopende meetpunten en tijdstippen.

Voor het analyseren van resultaten van verschillende gegevensverzamelaars is standaardisatie nodig. Ook in het geval van niet-geografische gegevens is IDSW hiervoor de toonaangevende partij in Nederland. Een toelichting op de activiteiten en producten van IDSW in dit verband, is opgenomen in [bijlage 3](#). IDSW biedt standaarden op het gebied van waarnemingssoorten⁷, gegevensmodellen voor databases (Logisch Model Aquo - LMA) en definities van begrippen (AquoLex). Ecologen en databeheerders van de waterbeheerders zijn samen verantwoordelijk voor de implementatie van de standaarden en richtlijnen van IDSW.

Metadata gestructureerd opslaan

Het is zaak dat in databases ook efficiënt wordt omgegaan met metadata. Het is niet voldoende om metadata als tekst in beschrijvende velden op te slaan. Voor de analyse van gegevens moet gebruik worden gemaakt van vaste velden voor metadata en corresponderende domeintabellen⁸ waar dat mogelijk is. Dit verkleint de kans op fouten (bijvoorbeeld tikfouten) en vergroot de mogelijkheden om efficiënt data te selecteren en te analyseren enorm.

2.5.2 Invoer, uitwisseling en validatie van data

Stapsgewijze validatie

Goed waterbeheer is afhankelijk van correcte en volledige informatie. Validatie van correctheid en volledigheid is dan ook van groot belang in iedere stap van het proces van gegevensverzameling:

- bij de verzameling van nieuwe gegevens in het veld, het lab, of achter het bureau;
- bij iedere stap waarin data worden doorgevoerd naar een ander platform (bijvoorbeeld van papier naar digitaal, of van eigen database naar die van een andere waterbeheerder);
- bij uitwisseling van geografische gegevens met het KRW-Portaal.

Bij iedere overdracht van data is een degelijke validatie van vitaal belang.

Validatie van gegevensinvoer in de veldcomputer

Het invoeren van data in een database kan op verschillende manieren gebeuren. Bij het gebruik van een veldcomputer maakt men gebruik van standaard taxonlijsten waaruit een keuze wordt gemaakt. Hierbij kunnen aanwijfsfouten optreden. Tikfouten zijn minder waarschijnlijk, behalve bij het intoetsen van de meetwaarde en het toevoegen van een nieuwe soort. Wanneer vervolgens alle digitale veldgegevens worden overgenomen in een kantoordatabase, is een eenvoudige maar robuuste importfunctie doorgaans voldoende om nieuwe fouten te voorkomen. De validatie moet er in dit geval op gericht zijn aanwijfsfouten en tikfouten in het veld te achterhalen en te corrigeren. Dit is handwerk. Het controleren op invoerfouten komt verderop aan de orde.

⁷ Een waarnemingssoortnummer is een combinatie van Parameter, Eenheid en Hoedanigheid, Compartiment, Taxon en Orgaan. Deze combinatie geeft met één nummer weer wat is waargenomen en in welke omgeving. Bijvoorbeeld het nummer WNS2323 staat voor een waarneming in het oppervlaktewater van 'stikstof Kjeldahl' (NKj) uitgedrukt in mg/l stikstof

⁸ Een domeintabel is een tabel met alle toegestane waarden van een variabele, bijvoorbeeld een soortlijst met alle mogelijk voorkomende vissoorten.

Validatie van gegevensinvoer in de lab- of kantoorcomputer

Bij het gebruik van een telprogramma op het lab, of bij de invoer vanaf papieren veld- of labformulieren, zal men in de database ook weer standaard taxonlijsten aantreffen. Hieruit kiest men de juiste taxa, waarbij foutieve aanwijzingen kunnen optreden waarop gecontroleerd moet worden. Tevens moet op tikfouten worden gecontroleerd bij het invoeren van de meetwaarden en als nieuwe taxa zijn toegevoegd. Dit controleren op invoerfouten gebeurt in de database.

Validatie van data in de database

Bij ingevoerde gegevens in een database, kan men onderscheid maken in twee categorieën fouten:

- 1 fouten als gevolg van analyse- of meetfouten (bijvoorbeeld determinatiefouten);
- 2 fouten als gevolg van invoer en (digitale) opslag (bijvoorbeeld verkeerde codes of meetwaarden).

Beide categorieën fouten moeten worden gecontroleerd en waar nodig gecorrigeerd. De eerste categorie is lastig en zal veelal handwerk vragen. De tweede categorie kan vaak in de database digitaal worden uitgefilterd.

In de praktijk kunnen vier fasen van validatie worden onderscheiden (let op: zowel metadata als de echte data moeten worden gevalideerd):

- 1 opsporing van *mogelijke* fouten;
- 2 controle of inderdaad sprake is van een fout;
- 3 correctie van fouten;
- 4 documentatie van het validatieproces (zodat het later niet opnieuw hoeft te worden gedaan, of zelfs ongedaan wordt gemaakt).

AD 1 Meestal kan geautomatiseerd een analyse worden gedaan om fouten op te sporen. Dit geldt niet voor determinatiefouten die kunnen ontstaan, ondanks de voorzorgmaatregelen zoals eerste-, tweede-, en derdelijnscontrole (zie [paragraaf 2.6](#)). Waar mogelijk moeten de monsterresultaten worden vergeleken met gevalideerde eerdere resultaten op hetzelfde meetpunt. Deze controle kan deels automatisch en deels handmatig plaatsvinden. Nieuwe soorten kunnen automatisch worden gedetecteerd door de software, de validatie daarvan vindt handmatig plaats in stap twee.

AD 2 Nieuwe soorten moeten altijd gecontroleerd worden, evenals plotseling in de tijd optredende verschillen in abundantie. Bij nieuwe soorten of, algemener, nieuwe taxa of waarnemingssoorten, moet worden gecontroleerd of het juiste determinatieniveau is gehanteerd en of de juiste determinatiewerken en naamgeving zijn gebruikt. Bij abundanties is een controle van de toegepaste schaal van belang. Voor chemische data kan de werkwijze van [bijlage 4](#) gevolgd worden. Als een gegeven fout is bevonden, wordt stap drie genomen. Anders gaat men door naar stap vier.

AD 3 Indien inderdaad een fout geconstateerd is in stap twee, wordt de waarde in de database aangepast. Het kan ook zijn dat de opvallende waarde, gedetecteerd in stap een, in stap twee correct bevonden is. In beide gevallen moet stap vier worden doorlopen. Dit geldt dus voor alle (!) data die gevalideerd zijn.

AD 4 In een database moet worden vastgelegd of en hoe de data zijn gevalideerd. De technische uitwerking daarvan kan tot metadata per gegeven of per gegevensset leiden; dit kan per softwarepakket verschillen. Zo is voor iedereen duidelijk dat controles zijn uitgevoerd, ook wanneer dit niet tot correcties heeft geleid. Als wel correctie plaatsvindt, moet het type correctie worden vastgelegd, liefst met vermelding van de originele waarde. IDSW werkt op het moment van schrijven van dit handboek aan een standaardisatie

van het documenteren van de betrouwbaarheid van de meetwaarde. Waarschijnlijk wordt hiervoor de domeintabel Kwaliteitsoordeel-Meetwaarde gebruikt. Hierin kan in de toekomst eenduidig worden aangegeven welke boodschap een bepaalde 'vlag' bij een meetwaarde heeft. In het ideale geval is dit uiteraard 'gecontroleerd en correct bevonden'.

Validatie bij uitwisseling van data

De validatie bij uitwisseling van data tussen databases, kan voor een deel geautomatiseerd plaatsvinden. Door gebruikmaking van de module UM-Aquo (UitwisselingsModel-Aquo) kan automatisch worden gefilterd op een groot aantal fouten. Waarden die niet in de domeintabellen voorkomen (bijvoorbeeld een verkeerd gespelde soortnaam of stofnaam), worden gevestigd (zie ook [bijlage 4](#)). De fouten die UM-Aquo in datasets constateert, worden onder elkaar gezet in de output; de originele dataset wordt niet aangepast. Het is dan ook noodzakelijk dat de ontvangende partij de leverancier van de data op de hoogte brengt van geconstateerde fouten. Dan is laatstgenoemde in staat om waar nodig de fouten in de brondata te herstellen.

De vraag of uit te wisselen data geschikt zijn voor het beantwoorden van de onderzoeksvragen, moet beantwoord worden door de leverancier van de gegevens en de ontvanger. Om dit te kunnen beoordelen worden bij voorkeur eerst de metadata over gehanteerde methoden, betrouwbaarheid en nauwkeurigheid en dergelijke uitgewisseld. Ervaren ecologen kunnen vervolgens beoordelen welke data gebruikt kunnen worden voor het onderzoek in kwestie.

Verantwoordelijkheden bij validatie

In het validatieproces hebben de verzamelaars van de data, de veldwerkers en de analisten, een belangrijke rol. Waarden die tijdens de validatieprocedure als onbetrouwbaar worden aangemerkt, moeten handmatig worden gecontroleerd door de personen die daadwerkelijk bij de gegevensverwerking betrokken zijn geweest (veldwerkers en analisten). Daarna volgt eventueel een correctie. Deze verantwoordelijke personen zien er tevens op toe, dat alle verzamelde gegevens worden ingevoerd in de database.

Plausibiliteitscontrole door de onderzoeker

Ook al wordt gezegd dat de data gevalideerd zijn, een onderzoeker moet altijd de data controleren op plausibiliteit (aannemelijkheid), voordat hij een dataset gaat gebruiken. Een praktisch protocol voor controle van getalsmatige data in gegevensbestanden van meetnetten, geeft de Leidraad Monitoring (CIW 2001, pp 101-105). Dit protocol onderscheidt tenminste zes typen van fouten of inconsistenties:

- 1 invoerfouten/typfouten;
- 2 uitschieters;
- 3 detectielimieten;
- 4 meeteenheden;
- 5 verwisselingen van monsters;
- 6 fouten in bemonstering, opslag, transport en analysemethoden.

In [bijlage 4](#) (overgenomen uit de Leidraad Monitoring) is voor al deze typen aangegeven hoe fouten kunnen worden gedetecteerd en gecorrigeerd. In [hoofdstuk 6](#) wordt ingegaan op een aanvullende controle van data, voordat deze gebruikt worden in statistische analyses.

Waarden die buiten de controle-intervallen liggen en op grond daarvan als onbetrouwbaar werden aangemerkt, moeten in de database worden voorzien van een zogenaamde 'vlag' en een uitleg. Vervolgens kunnen zij meegenomen worden in de statistische analyse of presentatie.

2.5.3 Verwerking van gegevens en presentatie

De verwerking en presentatie van gegevens vindt plaats in het rechterdeel van de monitoringcyclus. Deze onderwerpen komen uitgebreid aan de orde in [hoofdstuk 6](#) van dit handboek.

Voor de toepassing van hydrobiologisch onderzoek in het waterbeheer zijn op veel plaatsen methoden en instrumenten ontwikkeld om gegevens te verwerken en interpreteren. Veel hiervan zijn tegenwoordig geïntegreerd in de Aquo-kit.

Aquo-kit

De Aquo-kit is ontwikkeld voor iedereen die gegevens toetst, verwerkt of rapporteert, of op andere wijze betrokken is bij één van de processen uit de monitoringcyclus. Aquo-kit is een gereedschapskist die voortdurend in ontwikkeling is, met steeds meer en betere tools. De Aquo-kit verenigt de functionaliteit van verschillende (bestaande) systemen in één nieuwe geïntegreerde omgeving. Het is in feite de digitale werkplaats voor waterbeheerders om met (eigen) data aan de slag te gaan. Standaardisatie van gegevensbeheer is hiervoor natuurlijk onontbeerlijk.

Wie zijn gegevens in de Aquo-kit brengt heeft toegang tot de juiste tools om gegevens te verwerken, te toetsen (aan de actuele normen) en om rapportages volgens de vereiste formats op te maken. Aquo-kit is een modulair en flexibel concept: de gebruiker neemt alleen die instrumenten uit de Aquo-kit die hij nodig heeft. De deelnemende instrumenten en beoordelingssystemen zijn op dit moment: iBever/Notove, Towabo, QBwat, EBeoSys, iWSR, UM-Aquo, KRW portaal en Normen Zoeksysteem.

Aquo-kit is géén nieuwe centrale database; de gegevens blijven opgeslagen bij de bron, in de databases van de waterbeheerders zelf en eventueel in centrale databases als Limnodata en Piscaria. Hierdoor is op ieder willekeurig moment de meest recente informatie elektronisch opvraagbaar en kunnen wettelijk vereiste rapportages met een minimum aan inspanning worden samengesteld. Beoordelingsresultaten kunnen wel worden opgeslagen in Aquo-kit, om rapportages verder te vergemakkelijken.

2.5.4 Onderhoud

Databases

Onderhoud van databases (zowel van de databasestructuur als van de datasets) moet op diverse niveaus plaatsvinden. Decentraal, bij iedere waterbeheerder, moeten individuele databases worden onderhouden. Dat betekent bijvoorbeeld dat wordt bijgehouden welke codes binnen domeintabellen niet meer geldig zijn en welke codes zijn toegevoegd. Om een voorbeeld te noemen: door samenvoeging van twee waterschappen wordt een nieuwe naam geïntroduceerd en vervallen de oude namen van deze schappen.

Domeintabellen

Op centraal niveau is IDSW verantwoordelijk voor het bijhouden van domeintabellen. Ook houdt IDSW zich bezig met doorontwikkeling en onderhoud van uitwisselmodellen en validatieregels. IDSW communiceert ontwikkelingen naar alle betrokkenen.

Op decentraal niveau is de databasemanager van iedere waterbeheerder verantwoordelijk voor het up to date houden van domeintabellen. Dit kan geheel of gedeeltelijk gebeuren door de softwareleverancier van de databases.

Om volledig bij te blijven is het van groot belang dat iedere databeheerder van waterbeherende organisaties zich bekendmaakt bij IDSW. Dit kan via de contact optie op de website van IDSW (zie [bijlage 2](#)). Alleen dan kan alle informatie met betrekking tot centraal en decentraal onderhoud ook daadwerkelijk worden uitgewisseld.

2.5.5 Programmatuur

In Nederland worden verscheidene programma's gebruikt voor het opslaan van data in het waterbeheer. IDSW werkt nauw samen met de leveranciers van deze programma's (databases en beoordelingssoftware):

- Dawaco;
- Donar;
- Ecolims;
- Ecobase;
- iBever;
- Limnodata Neerlandica;
- Piscaria;
- EBeosys;
- QBWat;
- Turboveg.

Al deze programma's hanteren domeintabellen die compatibel zijn met UM-Aquo. Verder gebruiken zij een soortenlijst die compatibel is met de soortenlijst Taxa Waterbeheer Nederland (TWN), of dit korte termijn zal worden. Database software kan overigens in aanvulling op UM-Aquo domeintabellen, ook nog eigen domeintabellen hebben in verband met daaraan gerelateerde functionaliteiten.

Het verdient aanbeveling om in de softwareontwikkeling en in UM-Aquo meer aandacht te besteden aan standaardisatie van de opslag van metadata. Dit vanwege het belang van correcte en volledige metadata voor een goede interpretatie van gegevens en een goede informatievoorziening richting waterbeheerders en beleidsvormers. Uiteraard zijn de databaseontwikkelaars hiervoor volledig afhankelijk van de hydrobiologen die de gegevens verzamelen, analyseren en interpreteren. Op dit moment bestaan er verschillende uitwerkingen van de opslag van sommige metadata in de verschillende softwarepakketten. Een eerste stap op de goede weg bestaat uit het invoeren van gestandaardiseerde en volledige veldformulieren en de implementatie van de bijbehorende domeintabellen in de databases en in Aquo.

2.6 MEETONZEKERHEID EN KWALITEITSBORGING

Meetonzekerheid heeft te maken met de betrouwbaarheid en precisie van de resultaten van metingen en analyses, als gevolg van systematische en toevallige fouten in de gegevensverwerking.

De meetonzekerheid is afhankelijk van de nauwkeurigheid waarmee een medewerker de bemonsteringen en analyses uitvoert. Een goede opleiding van deze personen is een eerste vereiste. Voorschriften voor de bemonsterings- en analysemethode zijn een tweede vereiste om de meetonzekerheid zo klein mogelijk te maken. Daarnaast spelen de gebruikte apparatuur (bijvoorbeeld kwaliteit van de microscopen) en de determinatiewerken een rol. Via eerste-, tweede- en derdelijnscontrole is de betrouwbaarheid en reproduceerbaarheid te vergroten. Bij een eerstelijnscontrole controleert de medewerker zichzelf, of wordt tijdens een analyse door een tweede persoon meegekeken. Een tweedelijnscontrole houdt in, dat door twee personen onafhankelijk van elkaar een zelfde monster wordt geanalyseerd. Derdelijnscontrole betreft ringonderzoek, waarbij verschillende laboratoria eenzelfde monster analyseren. De eerstelijnscontrole kan direct effect hebben op de analyseresultaten. De tweede en derdelijnscontrole kunnen effect hebben op de kwaliteit van toekomstige analyseresultaten. In de hoofdstukken over de verschillende biologische kwaliteitselementen ([hoofdstuk 7 tot en met 13](#)), is de kwaliteitsborging in detail beschreven.

2.7 NATUURLIJKE VARIATIE

Bij biologische kwaliteitselementen speelt ook natuurlijke variatie een rol. Hierbij is onderscheid te maken tussen variatie in de ruimte en in de tijd. Bij de meeste onderzoeksvragen, gericht op trends, zijn we niet geïnteresseerd in deze natuurlijke variatie en zorgt hij alleen voor een onwelkome ruis. In [hoofdstuk 6](#) bespreken we in meer detail hoe nadelige effecten van deze ruimtelijke en temporele variatie vermeden kunnen worden.

Variatie in de tijd

In het algemeen is sprake van een seizoensvariatie, waarvan de grootte mede afhankelijk is van de duur van de levenscyclus. Daarnaast kan er een jaarlijkse variatie zijn onder invloed van klimatologische of andere externe factoren.

Verschillen als gevolg van deze natuurlijke fluctuaties in de tijd zijn te verkleinen door:

- de meetfrequentie te verhogen. Dit betekent: vaker meten in een onderzoeksjaar of de cyclus van meetjaren te verkleinen;
- de monsters van verschillende meetpunten zoveel mogelijk in dezelfde periode te nemen. De variatie in tijd wordt op deze manier geëlimineerd.

Variatie in de ruimte

Soorten zijn meestal niet evenredig over de ruimte verdeeld. Dit heeft te maken met verschil in standplaatsfactoren (voorkeur voor micro-milieus, habitats) en met het gedrag van soorten (fourageergedrag, migratie, dispersie enz). Ook kan variatie in de beschikbaarheid van voedsel een rol spelen. Verschillend als gevolg van een natuurlijke variatie in de ruimte zijn te verkleinen door:

- grotere monsters te nemen;
- meer habitats te bemonsteren;
- meer meetpunten in een waterlichaam te kiezen.

2.8 LITERATUURVERWIJZINGEN

- Beijerinck W (1926) Over verspreiding en periodiciteit van de zoetwaterwieren in Drentsche heideplassen: bijdrage voor het samenstellen eener Nederlandsche wierenflora (PhD thesis). *Verh Kon Ned Akad Wetensch Afdeling Natuurkunde, Tweede Sectie* 25(2): 5-211.
- CIW (2001). *Leidraad Monitoring. Definitief rapport*. Commissie Integraal Waterbeheer., 364 pp.
- De Lange L & De Ruiter MA (red) (1977) *Biologische waterbeoordeling. Methoden voor het beoordelen van Nederlands oppervlaktewater op biologische grondslag*. Werkgroep Biologische Waterbeoordeling. Instituut voor Milieuhygiëne en Gezondheidstechniek TNO. 251 pp.
- Europees Parlement en de Raad van de Europese Unie (2000). *Richtlijn 2000/60/EG van het Europees parlement en de raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid*. (Kaderrichtlijn Water). Brussel. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen, 22-12-2000.
- Havinga B (1919) *Studiën over flora en fauna van het Zuidlaarder Meer. Bijdrage tot de kennis van de biologie der Nederlandsche meren*. Proefschrift RU Groningen. 188 pp.
- Hoek PPC (1898) Het Zoölogisch Station der Nederlandsche Dierkundige Vereniging in 1897. *Tijdschr Ned Dierk Ver* 2(6): 3-11.
- Moller Pillot HKM (1971) *Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken*. Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen. Pillot-Standaardboekhandel, Tilburg. 286 pp.
- Redeke HC (1948) *Hydrobiologie van Nederland* Posthume uitgave. C.V. Uitgeverij v/h de Boer jr. Amsterdam. 580 pp.
- STOWA (2002) *Visstandbemonstering*. STOWA Boekenreeksnummer 2007-07. 201 pp.

- STOWA (2006) *Handboek Nederlandse Ecologische Beoordelingssystemen (EBEO-systemen). Deel A: Filosofie en beschrijving van de systemen*. Rapport 2006-04, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht. 255 pp.
- Torenbeek R & Pelsma T (2007) *Protocol toetsen en beoordelen voor de Operationele Monitoring en Toestand- en Trend-monitoring*. Werkgroep MIR. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad. 64 pp.
- UN/ECE Task Force on Monitoring and Assessment (1996) *Guidelines on water quality monitoring and assessment of transboundary rivers*. RIZA rapport nr. 96.034. 82 pp.
- Van Breemen PJ (1905) *Plankton van Noordzee en Zuiderzee* (PhD thesis). Universiteit van Amsterdam. E.J. Brill, Leiden. 180 pp.
- Van Splunder I, Pelsma TAHM, Bak A (red) (2006) *Richtlijnen Monitoring Oppervlaktewater Europese Kaderrichtlijn Water*. Versie 1.3. 91 pp.



HOOFDSTUK 3 WERKEN IN HET VELD

In dit hoofdstuk geven we tips en aandachtspunten om veldwerk verantwoord uit te voeren. Kwaliteit en veiligheid is hierbij het motto. Eerst komen de organisatie en de voorbereidende werkzaamheden aan de orde ([paragraaf 3.2](#)). Daarna besteden we aandacht aan de uitvoering van veldwerk ([paragraaf 3.3](#)).

Ook in [hoofdstuk 4](#) staat informatie die belangrijk kan zijn voor werkers in het veld. Wij gaan die hier niet herhalen. Lezenswaardig zijn met name de tekst over lichamelijke en geestelijke belasting ([paragraaf 4.3](#)) en de tekst over veiligheidsaspecten en milieuzorg ([paragraaf 4.4](#)). Wát voor veldwerk moet worden uitgevoerd komt aan bod in de [hoofdstukken 5 en 7 tot en met 13](#) van dit handboek.

3.1 INLEIDING

3.1.1 Het veldwerk

Veldwerk maakt deel uit van veel hydrobiologisch onderzoek. Bij het veldwerk voert men bemonsteringen uit van oppervlaktewater en sediment, doet men metingen voor locatiebeschrijvingen of worden flora en fauna geïnventariseerd.

Veldwerk is een vast onderdeel van meetprogramma's om de ecologische kwaliteit van oppervlaktewater te bepalen (toestand- en trendmonitoring; zie [hoofdstuk 2](#)). Veldwerk kan ook gericht zijn op het onderzoeken van effecten van uitgevoerde maatregelen (operationele monitoring). Dit doet men bijvoorbeeld in projecten waarbij natuurwaarden worden hersteld of waarin nieuwe natuur wordt ontwikkeld op plekken die voorheen een andere bestemming hadden. Tot slot kan veldwerk nodig zijn in speciale onderzoeksprojecten, bijvoorbeeld om het effect van vispassages vast te stellen.

Hydrobiologisch veldwerk vindt plaats in de buitenlucht, in of dichtbij water.

Termen en definities

In de tekst van dit hoofdstuk staan diverse termen en begrippen. Deze zijn uitgelegd in [bijlage 1](#) van het handboek.

3.1.2 Wet- en regelgeving

Op veldwerk is de nieuwe Arbeidsomstandighedenwet (of kortweg *Arbowet*) van toepassing. Deze wet wil voorkomen dat het werk schade veroorzaakt aan de lichamelijke en geestelijke gezondheid van de werknemer. Meer informatie over deze wetgeving staat in [hoofdstuk 4](#). De praktische uitwerking bespreken wij in ons stuk over veiligheid ([paragraaf 3.2.5](#)).

3.1.3 Kwaliteitsborging

Bij veldwerk draait alles om het verzamelen van goede monsters en betrouwbare gegevens. Om de kwaliteit van het veldwerk te waarborgen bevelen wij aan om bij de uitvoering een *kwaliteitsmanagementsysteem* te hanteren. Hierbij heeft men de keuze tussen certificering volgens NEN-EN-ISO 9001 of accreditatie volgens NEN-EN-ISO/IEC 17025. Beide kwaliteitsmanagementsystemen zorgen voor het hanteren van vaste procedures. Alleen in het laatstgenoemde systeem moet ook de vakbekwaamheid zijn aangetoond.

Hoe men de kwaliteit van hydrobiologisch (veld)onderzoek wat de uitvoering betreft kan waarborgen, is op hoofdlijnen vastgelegd in een Europese standaard: NEN-EN 14996. Deze norm is het uitgangspunt geweest bij het schrijven van dit hoofdstuk. Daarnaast hebben we onze praktijkervaring gebruikt.

INTERMEZZO 3.1

Aan elk ecologisch onderzoek moet een heldere vraagstelling ten grondslag liggen. Deze vraagstelling is het uitgangspunt voor het veldwerk. Ook moet rekening gehouden worden met de variatie in het aquatische milieu en de beschikbare onderzoekscapaciteit. Concreet betekent dit het volgende:

- de aard en omvang van het veldwerk zijn afgestemd op de verwachte variatie, in plaats en tijd, van de elementen die onderzocht worden;
- de gekozen onderzoeksmethoden zijn toegesneden op de vraagstelling en leveren gegevens op die vanuit statistisch oogpunt bruikbaar zijn;
- het veldwerk kan uitgevoerd worden binnen de beschikbare tijd en het beschikbare budget.

3.2 ORGANISATIE

3.2.1 Plan van aanpak

Men voert het veldwerk uit aan de hand van een plan van aanpak of een meetprogramma. Het plan van aanpak geeft onder meer de bemonsterings- of meetfrequentie en de methoden die gebruikt gaan worden. Deze methoden zijn geschikt voor het beoogde doel en bij voorkeur afgeleid van geaccepteerde Nederlandse documenten (bijvoorbeeld dit handboek), of van Nederlandse (NEN), Europese (EN) of internationale (ISO) standaarden. Uit het plan van aanpak volgt hoeveel tijd het veldwerk in beslag gaat nemen, hoeveel en wat voor veldwerkers moeten worden ingezet, welke apparatuur zal worden gebruikt en wat de veiligheidsrisico's zijn.

3.2.2 Personeel

Projectleider

Meestal is een programma- of projectleider verantwoordelijk voor de uitvoering van het werk. Deze persoon onderhoudt de contacten met de afnemers van de resultaten, *c.q.* de opdrachtgever. De projectleider kent het doel van het project (de informatiebehoefte) en het plan van aanpak. Bij voorkeur heeft deze persoon ook ervaring met de methoden en apparatuur die gebruikt gaan worden en met de omstandigheden waaronder het veldwerk uitgevoerd gaat worden. Hij of zij is op de hoogte van de risico's die het werk met zich meebrengt.

Veldwerker

Voor de uitvoering van het veldwerk zijn voldoende veldwerkers nodig met de juiste kennis en ervaring. Al is het werk nog zo goed voorbereid, het zijn de veldwerkers die de betrouwbaarheid van de resultaten bepalen. Door het management moet daarom voldoende aandacht besteed worden aan:

- personele capaciteit;
- beroepseisen en kwalificatie;
- inwerk- en bijscholingsprogramma's.

Deze eisen aan de organisatie worden in de volgende paragrafen beschreven.

3.2.2.1 Personele capaciteit

Een projectleider moet zorgen voor voldoende medewerkers om het veldwerk binnen de geldende termijn uit te kunnen voeren. Zo nodig wordt extra personele capaciteit ingehuurd bij een externe organisatie. De eisen die worden gesteld aan externe medewerkers zijn dezelfde als die worden gesteld aan de eigen medewerkers. Dit heeft het voordeel dat volgens vaste procedures gewerkt kan worden, die inzichtelijk zijn voor de projectleider of opdrachtgever. Wanneer volgens een kwaliteitsmanagementsysteem wordt gewerkt, moeten externe medewerkers zich conformeren aan deze werkwijze.

3.2.2.2 Beroepseisen en kwalificatie

Veldwerkers moeten voldoende gekwalificeerd zijn voor het werk. Dit betekent dat ze een passende opleiding hebben gevolgd, in het bezit zijn van de benodigde certificaten en voldoende kennis en ervaring hebben om het werk zoveel mogelijk zelfstandig uit te kunnen voeren. Een deel van de vaardigheden die een veldwerker moet bezitten wordt bepaald door de aard van de werkzaamheden.

De volgende competenties zijn altijd van belang:

- nauwkeurigheid: de uitvoering van veldmetingen en het vastleggen van veldwaarnemingen vereisen een grote mate van accuratesse;
- vermogen te plannen en te organiseren: bij de uitvoering van meetprogramma's moeten tal van werk-

zaamheden gepland, georganiseerd en op elkaar afgestemd worden. De veldwerker moet in staat zijn om hier zelfstandig of in overleg met de projectleider uitvoering aan te geven;

- zelfstandigheid: de veldwerker moet in staat zijn om het merendeel van de werkzaamheden zelfstandig (op locatie) uit te voeren;
- vermogen tot samenwerken en communiceren.

Een gerichte opleiding tot hydrobiologisch veldwerker bestaat niet. Vaak zijn veldwerkers analisten op MBO-niveau, die de werkzaamheden in de praktijk hebben geleerd. De wijze waarop medewerkers zich kwalificeren voor de betreffende werkzaamheden moet binnen de organisatie geborgd zijn. Dit kan door voor iedere verrichting een vastomlijnd *inwerkprogramma* op te stellen.

3.2.2.3 Inwerkprogramma

Door een inwerkprogramma kunnen medewerkers zich kwalificeren voor (onderdelen van) veldwerk. Dit inwerkprogramma omvat een *algemene instructie* en een *vakinhoudelijk programma*. Dit vakinhoudelijke programma is afgestemd op de al aanwezige kennis en ervaring en wordt opgesteld in samenspraak met de nieuwe medewerker. Een belangrijk onderdeel van het inwerken is het overdragen van ecologische achtergrondkennis. In het veld immers, moeten regelmatig keuzes gemaakt worden waarbij deze kennis onontbeerlijk is. Het inwerktraject wordt doorlopen onder begeleiding van een ervaren medewerker. Met het oog op de continuïteit verdient een *vaste begeleider* de voorkeur.

Bij het inwerken van een nieuwe medewerker komen in ieder geval de volgende zaken aan de orde:

- het bestuderen van werk- en analysevoorschriften;
- het gebruiken, kalibreren en onderhouden van apparatuur;
- het gebruiken en invullen van (veld)formulieren;
- de veiligheidsmaatregelen die men in acht moet nemen;
- de (gedrags)regels die gelden bij het betreden van andermans eigendommen, bij het werken in kwetsbare milieus en bij het omgaan met (beschermde) planten en dieren.

3.2.2.4 Kwaliteitsborging

Voor een beginnende veldwerker is een intensieve samenwerking met een ervaren veldwerker beslist noodzakelijk. De bevoegdheid om zelfstandig veldwerk uit te voeren wordt pas toegekend als objectief is vastgesteld dat de *werkwijze* en de *meetresultaten* tussen de onervaren en de ervaren veldwerker vergelijkbaar zijn.

In grotere teams moet de vergelijkbaarheid van onderzoeksgegevens gewaarborgd zijn. Daartoe kan men jaarlijks een *gezamenlijke velddag* organiseren. Belangrijke aandachtspunten zijn daarbij:

- het afstemmen van schattingen (bijvoorbeeld bedekkingspercentages van planten, procentuele aandeel van substraten);
- de praktische toepassing van nieuwe of gewijzigde werk- en analysevoorschriften;
- de praktische toepassing van nieuwe of gewijzigde formulieren;
- het gebruik van nieuwe meetapparatuur en veldcomputers;
- het determineren van nieuw waargenomen soorten (bijvoorbeeld exoten);
- het bespreken van determinatiekenmerken van moeilijk herkenbare soorten.

Het gezamenlijk uitvoeren van een velddag kan binnen een kwaliteitsmanagementsysteem gezien worden als een *tweedelijnscontrole*. De inbreng van externe deskundigen kan helpen om de kennis van medewerkers op een hoger niveau te brengen.

3.2.3 Documenten

Voorafgaand aan het veldwerk moet een aantal documenten worden verkregen, afhankelijk van de werkzaamheden. Sommige documenten zijn van algemene aard, terwijl andere specifiek zijn en per project moeten worden aangevraagd.

3.2.3.1 Algemene documenten

Werk- en analysevoorschriften

Binnen de organisatie moet de uitvoering van veldwerk *gestandaardiseerd* zijn. Om dit te garanderen stelt men werk- en analysevoorschriften op. Bij voorkeur baseert men deze voorschriften op Nederlandse (NEN), Europese (EN) of internationale (ISO) normen, omdat dit over het algemeen beproefde methoden zijn. In de hydrobiologie is de normstelling alleen wat minder sterk ontwikkeld dan op andere terreinen van onderzoek. Dit houdt in dat men de voorschriften geheel of gedeeltelijk zal moeten baseren op niet-genormeerde methoden. Hiertoe behoren de zogenaamde huismethoden. Dit zijn methoden die binnen een instantie zijn ontwikkeld en daar vaak al jarenlang worden toegepast.

Standaardisatie op landelijk niveau is vereist in projecten waarvan de gegevens op landelijk niveau geïntegreerd worden en vergelijkbaar moeten zijn (bijvoorbeeld de KRW-beoordeling). Voor deze projecten baseert men de werk- en analysevoorschriften op een daartoe opgesteld document, zoals het *Handboek Hydrobiologie* of de *Richtlijnen Monitoring*.

Werkt men volgens een kwaliteitsmanagementsysteem, dan moet een voorschrift in ieder geval de volgende onderdelen bevatten:

- onderwerp (welke methode wordt beschreven);
- toepassingsgebied (waar wordt de analyse voor gebruikt);
- beginsel (wat zijn de uitgangspunten van de methode);
- reagentia en hulpstoffen (welke chemicaliën worden gebruikt);
- apparatuur en hulpmiddelen (welke apparaten en hulpmiddelen zijn nodig);
- werkwijze (hoe wordt de analyse uitgevoerd);
- veiligheid (welke veiligheidsmaatregelen zijn noodzakelijk);
- verwerking en rapportage van resultaten (worden er berekeningen uitgevoerd en hoe ontvangt de opdrachtgever zijn gegevens);
- controles (hoe wordt de kwaliteit gewaarborgd);
- literatuur (waarnaar wordt verwezen).

De inhoud van werk- en analysevoorschriften zal van tijd tot tijd aangepast moeten worden aan gewijzigde inzichten of nieuwe apparatuur. Om te kunnen verwijzen naar de actuele versie van het voorschrift moet men *versiebeheer* toepassen. Hierbij krijgt elke versie een uniek nummer (meestal een volgnummer) en een datum van uitgifte. Bij dit versiebeheer houdt men ook de wijzigingen ten opzichte van de voorgaande versie van het voorschrift bij.

EHBO-diploma

Veldwerkers verrichten regelmatig werkzaamheden op locaties die afgelegen of moeilijk bereikbaar zijn. Wanneer hier een ongeluk plaatsvindt kan het letterlijk van levensbelang zijn als een veldwerker over een EHBO-diploma beschikt.

Voor een opleiding *Eerste hulp* kan men terecht bij de EHBO-verenigingen, het Rode Kruis en diverse (commerciële) opleidingsinstituten. Het Oranje Kruis stelt van oudsher de EHBO-richtlijnen vast en verstrekt de bijbehorende diploma's.

Door NedCert wordt een vakbekwaamheidscertificaat *Spoedeisende hulpverlening bij slachtoffers* afgegeven. Dit certificaat is ook internationaal erkend.

Vaarbewijs

Voor boten met bepaalde afmetingen, snelheid of gebruiksfuncties, heeft men een vaarbewijs nodig. Dit is vastgelegd in de nieuwe Binnenvaartwet en het bijbehorende Binnenvaartbesluit, die in december 2008 van kracht zijn geworden. Welk vaarbewijs noodzakelijk is, hangt ook af van het gebied waarin wordt gevaren. Voor hydrobiologische bemonsteringen zal men in verreweg de meeste gevallen kunnen volstaan met een *Klein vaarbewijs*.

Een Klein vaarbewijs geldt voor:

- een schip met een lengte van minder dan vijftien meter dat een snelheid kan bereiken van meer dan twintig kilometer per uur;
- een schip met een lengte tussen de vijftien en twintig meter dat bedrijfsmatig wordt gebruikt of daartoe is bestemd.

Het Klein vaarbewijs wordt afgegeven door de ANWB aan personen van 18 jaar of ouder, die met goed gevolg een schriftelijk examen hebben afgelegd en voldoen aan de medische eisen voor de binnenvaart. Deze medische eisen zijn voor een groot deel gelijk aan de eisen die gelden voor het behalen van een groot rijbewijs. Het vaarbewijs is geldig tot de leeftijd van 65 jaar, waarna verlenging mogelijk is voor perioden van drie jaar.

Er zijn twee typen Klein vaarbewijs:

- Klein vaarbewijs I: dit vaarbewijs is geldig voor het varen op rivieren, kanalen en meren, met uitzondering van de Westerschelde, de Oosterschelde, het IJsselmeer, het Markermeer, het IJmeer, de Waddenzee, de Eems en de Dollard;
- Klein vaarbewijs II: dit vaarbewijs is geldig voor het varen op alle binnenwateren, inclusief de Westerschelde, de Oosterschelde, het IJsselmeer, het Markermeer, het IJmeer, de Waddenzee, de Eems en de Dollard.

Voor grotere onderzoeksschepen met een lengte tussen twintig en 35 meter, moet men als schipper een *Beperkt groot vaarbewijs* hebben. Een *Groot vaarbewijs* is nodig voor schepen die langer zijn dan 35 meter en als sprake is van specifieke beroepsvaart (sleepboten, duwboten, passagierschepen en veerponten). Het Centraal Bureau voor de Rijvaardigheid (CBR) geeft beide vaarbewijzen af, nadat men met goed gevolg de benodigde examens heeft afgelegd.

Ontheffing van de Flora- en faunawet

Voor het inventariseren en verplaatsen van flora en fauna hebben veldwerkers een ontheffing in het kader van de Flora- en faunawet nodig. Een veldwerker moet op de hoogte zijn van de inhoud van die ontheffing en van de algemene zorgplicht die in de wet omschreven is. De uitvoerende organisatie moet een ontheffing Flora- en faunawet aanvragen bij het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit (LNV - Dienst Regelingen).

In het algemeen staat de ontheffing op naam van een leidinggevende. Deze machtigt vervolgens de veldwerker(s) om de werkzaamheden uit te voeren die onder de Flora- en faunawet vallen.

De organisatie moet eenmaal per jaar het ministerie van LNV laten weten in welke studies en projecten de ontheffing gebruikt is, welke diersoorten zijn verstoord, verplaatst of gedood en in welke aantallen. Voor verdere informatie zie de site van het ministerie in [bijlage 2](#).

Duikcertificaat

Duiken kan nodig zijn in speciale gevallen, bijvoorbeeld om waterplanten te inventariseren of bemonsteringen onder het wateroppervlak uit te voeren. Omdat duikarbeid gepaard gaat met specifieke gezondheidsrisico's, gelden hier strenge regels voor. Deze regels liggen vast in het Arbeidsomstandighedenbesluit.

Om arbeid onder overdruk te mogen verrichten moet men een certificaat Duikarbeid bezitten. Bij hydrobiologisch onderzoek gaat het meestal om *SCUBA-diving* (duiken met een Self-Contained Underwater Breathing Apparatus, dat er voor zorgt dat de druk van de in te ademen lucht gelijk is aan de omgevingsdruk). Hiervoor moet men een *certificaat Duikarbeid categorie A* hebben. Dit document wordt verstrekt door het Nationaal Duikcentrum, nadat met succes een specifieke duikopleiding is afgerond.

Duikarbeid wordt verricht door één of meerdere duikers, die onder leiding staan van een *duikploegleider*. De duikploegleider is verantwoordelijk voor een veilige duikoperatie en moet in het bezit zijn van een *certificaat Duikploegleider*. Ook dit certificaat wordt afgegeven door het Nationaal Duikcentrum.

Elke beroepsduiker moet verder in het bezit zijn van een *certificaat MAD A*. Dit certificaat is gericht op de medische begeleiding van luchtduiken. Om het MAD A certificaat te behouden moet een duiker elke twee jaar herhalingslessen volgen.

Ten slotte moet elke duiker in een goede lichamelijke en geestelijke gezondheid verkeren. Dit moet jaarlijks worden vastgesteld door een erkende duikerarts. Zie voor verdere informatie de site van het Nationaal Duikcentrum ([bijlage 2](#)).

In sommige gevallen moet men duikwerkzaamheden vijf dagen voorafgaand aan de eigenlijke duik melden bij de Arbeidsinspectie. Melding is verplicht bij duiken:

- dieper dan 9 meter;
- bij een stroming van meer dan 0,5 m/s;
- met voorgenomen compressie;
- met een ademgas anders dan lucht;
- over een periode langer dan één week.

Vervolgens kan het gebeuren dat de Arbeidsinspectie op de duiklocatie komt controleren of de geldende richtlijnen worden nageleefd.

Visvergunningen en ontheffingen

Bij elektrovisen wordt met een aggregaat een elektrische stroom in het water gebracht. Een schepnet fungeert daarbij als positieve pool, terwijl een kabel of gaas dienst doet als negatieve pool. De vis die zich in de nabijheid van het net bevindt wordt door de stroom verdoofd en kan gemakkelijk worden opgeschept. Deze methode is zeer geschikt voor het vissen op plaatsen waar veel obstakels aanwezig zijn, zoals in begroeide oeverzones.

Aan het vissen met behulp van elektrische stroom zijn risico's verbonden. Daarom moet men in het bezit zijn van een *certificaat Praktijkopleiding elektrovisserij*. Sportvisserij Nederland geeft dit certificaat af aan personen die een eendaagse cursus hebben gevolgd. In deze cursus komt vooral de veilige bediening van het elektrovisapparaat aan de orde.

Om visserijonderzoek uit te mogen voeren moet men ook een *Akte* bezitten van het Ministerie van LNV, naast een ontheffing in het kader van de Flora- en faunawet. Verder heeft men voor elektrovisserij een publiekrechtelijke vergunning nodig. Omdat elektrovisapparaten sinds 1 mei 2008 onder de 'Regeling Grote Vistuigen' vallen, moet bovendien een aparte ontheffing worden aangevraagd bij het Ministerie van LNV.

Ten slotte kan het geen kwaad om een reanimatiecursus te volgen, om door stroom gevelde collega-visserij hulp te kunnen bieden.

Proefdiervergunning

Voor het doorsnee hydrobiologisch veldwerk in het kader van de monitoring van oppervlaktewater, is geen vergunning krachtens de Wet op de dierproeven nodig. Deze is alleen vereist voor proeven op levende gewervelde dieren en een aantal soorten ongewervelde dieren. Volgens de Wet op de dierproeven (1977) en het Dierproevenbesluit (1985) is een dierproef 'het geheel van handelingen' waardoor een levend dier 'ongerief' kan worden berokkend. In onze hydrobiologische context zijn er weinig handelingen waarop de genoemde wetten van toepassing zijn. In bijzondere gevallen kan sprake zijn van een dierproef, bijvoorbeeld bij onderzoek naar vispassage van gemalen of bij het merken van watervogels.

Dierproeven mogen alleen worden uitgevoerd door daartoe bevoegde personen, die toestemming hebben gehad van een speciale dierexperimentencommissie.

Meer informatie kan men vinden op de site van de Nederlandse Vereniging voor Proefdierkunde (zie [bijlage 2](#)).

3.2.3.2 Projectsamenwerkende documenten

Opdrachtbevestiging

De inhoud van de opdrachtbevestiging kan, afhankelijk van de opdrachtgever, sterk variëren, maar bevat doorgaans de volgende informatie:

- naam en adresgegevens van de opdrachtgever en de opdrachtnemer;
- naam van de contactpersoon van de kant van de opdrachtgever;
- korte omschrijving van de uit te voeren werkzaamheden;
- overeengekomen tarieven of aanneemsom;
- tijdsbestek waarbinnen de werkzaamheden moeten worden uitgevoerd;
- overige voorwaarden die gelden voor het project.

We raden af om met de voorbereiding en uitvoering van het veldwerk te beginnen voordat de schriftelijke opdrachtbevestiging inzake het werk ontvangen is. Met de opdrachtbevestiging krijgt men toestemming voor het uitvoeren van de werkzaamheden en het verrekenen van de hieruit voortvloeiende kosten. Bovendien kan een opdrachtbrief noodzakelijk zijn voor het aanvragen van de benodigde toestemmingen, vergunningen of ontheffingen.

Vergunningen en ontheffingen

Bij de uitvoering van een project kunnen verschillende vergunningen en ontheffingen nodig zijn. In de voorbereidingsfase moet hieraan worden gedacht. Het veldwerk kan pas beginnen als alle vereiste vergunningen zijn ontvangen. De projectleider is verantwoordelijk voor het verkrijgen van deze documenten. Het gaat bijvoorbeeld om de volgende vergunningen en ontheffingen:

- parkeeronthefing: bij de uitvoering van veldwerk wordt veelvuldig gebruik gemaakt van auto's voor het transport van personen en goederen. Om materialen niet over een grote afstand te hoeven verslepen, zal men de auto zo dicht mogelijk bij het meetpunt willen parkeren. Met een parkeeronthefing kan men boetes voorkomen, zeker bij het parkeren op fietspaden, stoepen of andere oneigenlijke plaatsen;
- betredingsvergunning: voor men met het veldwerk begint moet men onderzoeken of voor de betreding van het terrein toestemming nodig is van de eigenaar en/of de beheerder. Deze toestemming wordt bij voorkeur schriftelijk verkregen, hoewel een dergelijk verzoek ook per telefoon of e-mail kan worden afgehandeld;

- ontheffingsvergunning: in kwetsbare natuurterreinen kunnen bepaalde delen normaliter niet toegankelijk zijn. In dergelijke gevallen moet ontheffing worden verkregen om toch de werkzaamheden uit te kunnen voeren. Om te mogen vissen zal men in veel wateren toestemming moeten hebben van de visrechthebbende. Bij voorkeur wordt de ontheffingsvergunning schriftelijk verleend door de terreineigenaar of de visrechthebbende.

Verzoeken om vergunningen en ontheffingen moeten tijdig worden ingediend; de procedures kunnen namelijk tijdrovend zijn. In een aanvraag moet in ieder geval de volgende informatie zijn verwerkt:

- de opdrachtnemer (contactpersoon);
- de opdrachtgever (contactpersoon);
- de aard van de werkzaamheden (projectomschrijving);
- de periode en de duur van de werkzaamheden.

Als een terreineigenaar geen toestemming geeft voor de betreding van zijn eigendom, moet dit tijdig worden besproken met de opdrachtgever. Er is dan nog gelegenheid om alternatieve meetlocaties te vinden.

Veel terreineigenaren en -beheerders zijn geïnteresseerd in de resultaten van het uitgevoerde onderzoek. Om een goede relatie met hen te onderhouden is het raadzaam om ze kort na afloop van de resultaten op de hoogte te stellen.

Veldformulieren

Tijdens het veldwerk worden waarnemingen en meetresultaten genoteerd op (digitale) veldformulieren. Het veldformulier is een essentieel hulpmiddel bij de interpretatie van veldgegevens en bemonsteringsresultaten. Van de juiste formulieren moeten voldoende exemplaren worden meegenomen.

Uit het ingevulde veldformulier moeten onderzoekers naderhand in ieder geval af kunnen leiden:

- of het juiste meetpunt bezocht is;
- wanneer de waarnemingen zijn verricht;
- door wie de waarnemingen zijn verricht;
- welke (bijzondere) omstandigheden heersten;
- welke monsters zijn genomen en hoe;
- wat de resultaten zijn van de veldmetingen.

Een toereikende invulling van het veldformulier is de verantwoordelijkheid van de veldwerker. Om het hem gemakkelijker te maken moet het veldformulier voldoende ruimte bieden, volledig zijn en eenduidig in zijn begrippen. Heel praktisch bij het werk in een vochtige omgeving, is een veldformulier dat is afgedrukt op watervast papier. Opzet en voorbeelden van veldformulieren geven we in [hoofdstuk 5](#) Locatiebeschrijving.

3.2.4 Apparatuur en hulpmiddelen

Checklist

De projectleider maakt in samenwerking met de veldwerker(s) een overzicht van de benodigde meetapparatuur en hulpmiddelen. Gebruikelijk bij veldwerk zijn veldmeters voor watertemperatuur, pH, zuurstofgehalte, geleidbaarheid en stroomsnelheid, een Secchi-schijf, een dieptemeter en bemonsteringsapparatuur, zoals flesmonsternemers, waterhappers en sedimenthappers, de twee laatstgenoemde aan touwen met een maatverdeling.

Onderhoud en kalibratie

De meet- en bemonsteringsapparatuur moet goed onderhouden, veilig en deugdelijk zijn. Voor het onderhoud van apparatuur moet een beheerder worden aangesteld. Door middel van een *kalibratieschema* wordt gewaarborgd dat meetapparatuur op tijd is gekalibreerd. Afwijkende kalibratiewaarden of storingen moeten aan de apparatuurbeheerder worden gemeld. Deze stelt ondeugdelijke apparaten buiten gebruik en laat ze zo mogelijk repareren. De apparaatbeheerder ziet er op toe dat kalibraties tijdig worden uitgevoerd door de verantwoordelijke medewerker(s). NB: pH- en zuurstofmeters moeten altijd direct voor aanvang van de werkzaamheden gekalibreerd worden!

Hulpmiddelen

Naast meet- en bemonsteringsapparatuur zijn nog tal van hulpmiddelen onmisbaar om het veldwerk op een goede wijze uit te kunnen voeren. Daarbij gaat het onder andere om transport- en communicatiemiddelen, monsterflessen en diverse verbruiksartikelen. De voortgang van veldwerk moet niet stagneren omdat details, zoals het niet beschikbaar hebben van reservebatterijen, over het hoofd worden gezien tijdens de voorbereiding.

Informatiemanagementsysteem

Een informatiemanagementsysteem is een onmisbaar hulpmiddel voor het plannen en uitvoeren van veldonderzoek. Een dergelijk systeem maakt het mogelijk om uiteenlopende werkprocessen (in het veld en op kantoor) te integreren en op elkaar af te stemmen. Een dergelijk systeem bezit minstens de volgende functionaliteiten:

- beheren van informatie over veldlocaties (o.a. meetpunten en coördinaten);
- plannen van bemonsteringen (o.a. datum, locatie en meetpunt);
- genereren van (veld)werklijsten en etiketten;
- invoeren, rapporteren, analyseren en beheren van (veld)gegevens;
- borging van kwaliteit (o.a. traceerbaarheid van gegevens);
- genereren van managementinformatie (o.a. bewaking van de voortgang).

Informatiemanagementsystemen hebben veelal een modulaair karakter. Hierdoor is ook de koppeling met apparatuur (zoals veldcomputers) en facturatie mogelijk. Via webapplicaties, die in de nabije toekomst steeds belangrijker gaan worden, zullen opdrachtgevers via een inlogcode direct toegang kunnen krijgen tot de verzamelde informatie.

3.2.5 Veiligheid

De Arbeidwetgeving (zie [hoofdstuk 4](#)) is ook van toepassing op veldwerk. Daarom is de werkgever verplicht om er voor te zorgen dat medewerkers hun werkzaamheden op een veilige wijze kunnen uitvoeren. Hier toe stelt hij persoonlijke beschermingsmiddelen beschikbaar en zorgt hij voor training en voorlichting. Om grip te krijgen op de veiligheidsrisico's moet een risico-inventarisatie en -evaluatie worden uitgevoerd. Deze RI&E wordt beschreven in [paragraaf 3.4.2](#). De RI&E heeft betrekking op de gehele organisatie, moet goedgekeurd worden door de arbodienst en is dus veel omvattender dan de risicobeoordeling voor een concreet project, die we in [paragraaf 3.2.5.3](#) beschrijven.

3.2.5.1 Persoonlijke beschermingsmiddelen

Persoonlijke beschermingsmiddelen (PBM) worden op het lichaam gedragen en beschermen de gebruiker tegen uiteenlopende risico's. Deze middelen zijn dus afgestemd op de individuele gebruiker. Bij de aanschaf van deze middelen moet men letten op een voldoende draagcomfort. Dit is namelijk bepalend voor de acceptatie van het middel en de consequente toepassing in de beroepspraktijk.

Voor PBM's is een Europese richtlijn verschenen (89/686/EEG; zie EG 1989). Enkele meer en minder voor de hand liggende PBM's staan hieronder beschreven.

Handschoenen

Bij koud weer is het raadzaam om handschoenen te dragen (bijvoorbeeld van neopreen), zodat de bediening van risicovolle apparaten zoals de Ekman-Birge-happer, niet bemoeilijkt wordt door koude vingers.

Sneeuwschoenen

Sneeuwschoenen vergroten het draagvlak en verminderen de kans om weg te zakken in trilvenen en veenmosranden van vennen.

Werkschoenen

Hoge, stevige werkschoenen met profielzool geven grip op een gladde ondergrond, steun aan de enkels op ongelijk terrein en bescherming tegen beten van adders waar men plotseling op kan stuiten.

Zwemvest

Bij het zwemvest heeft men de keuze tussen vesten met een vast drijfvermogen en vesten die zichzelf opblazen wanneer zij ondergedompeld worden in water. De laatste geven wellicht wat meer bewegingsvrijheid in het dragen onder gewone omstandigheden, maar vergen wat meer aandacht in het onderhoud. Afhankelijk van de omstandigheden worden diverse categorieën zwemvesten onderscheiden. Deugdelijke zwemvesten voldoen aan de daarvoor opgestelde, Europese normen (EN 393, EN 395, EN 396 en EN 399; zie de site van het NEN in [bijlage 2](#)).

3.2.5.2 Training en voorlichting

Trainingen op het gebied van eerste hulp bij ongelukken (EHBO) en bedrijfshulpverlening (zie [paragraaf 3.4.6](#)), moeten er voor zorgen dat bij calamiteiten de gevolgen voor de medewerkers beperkt blijven. Door voorlichting moeten risico's en veiligheidsmaatregelen, gerelateerd aan veldwerk, bij herhaling onder de aandacht worden gebracht van de medewerkers. Dit kan bijvoorbeeld in een team- of afdelingsoverleg. Hierbij kan men voorbeelden uit de praktijk bespreken of toepasselijk informatiemateriaal presenteren.

3.2.5.3 Risicobeoordeling

Voordat het veldwerk begint maakt de projectleider een inschatting van de mogelijke risico's. Vooraf treft hij tevens de volgende maatregelen om eventuele risico's te verminderen en het werk veiliger te maken:

- het te gebruiken vaartuig en de wijze van bemonstering worden aangepast op het soort water (rekening houdend met de aanwezigheid van stroming, golfslag en beroepsvaart);
- voor werkzaamheden vanuit een boot op open water worden twee veldwerkers ingepland en het gebruik van een goedgekeurd zwemvest verplicht gesteld;
- de persoonlijke uitrusting wordt aangepast aan de aard van de werkzaamheden en het weer (kleding, schoeisel, handschoenen, drijf- of thermopakken);
- op grond van de meest actuele weersverwachting wordt de kans op risicovol weer ingeschat. Bij onweer moet men niet gaan varen of zich in het open veld begeven;
- de coördinaten van de meetpunten worden ingevoerd in een navigatiesysteem, zodat het niet nodig is om tijdens het rijden op een wegenkaart te kijken;
- veldwerkers hebben de beschikking over een EHBO-does. Wanneer hieruit artikelen gebruikt worden, deelt de veldwerker dit bij thuiskomst mee aan de dienstdoende bedrijfshulpverlener (BHV'er). Deze vult de verbruikte EHBO-artikelen vóór de volgende veldwerkdag aan.

3.2.6 Checklist veldwerk

Een belangrijk hulpmiddel bij de voorbereiding van veldwerk is een checklist. Hierop staan alle documenten, materialen, hulp- en veiligheidsmiddelen vermeld, die men nodig heeft voor een goede en verantwoorde uitvoering van het veldwerk. Op deze wijze voorkomt men dat in het veld benodigdheden ontbreken. In [bijlage 5](#) is zo'n checklist opgenomen. Men past de checklist aan wanneer de werkzaamheden hierom vragen.

3.3 UITVOERING

Hieronder behandelen we diverse zaken die belangrijk zijn bij de daadwerkelijke uitvoering van het veldwerk.

3.3.1 Veldwerker

De belangrijkste schakel in de uitvoering van veldonderzoek is de veldwerker. De kwaliteit van de onderzoeksgegevens wordt mede bepaald door zijn of haar inzet, kennis en ervaring. In deze hoedanigheid vormt de veldwerker het *fundament* van het onderzoeksproject.

3.3.1.1 Instructie

De veldwerker moet goed geïnstrueerd zijn over de uit te voeren werkzaamheden. Dit betekent dat hij op de hoogte moet zijn van:

- het projectdoel en de geldende voorwaarden;
- de geografische ligging van de te bemonsteren meetpunten;
- het meetprogramma;
- de actuele inhoud van de werkvoorschriften;
- de eventuele aanvullende wensen van de opdrachtgever;
- de mogelijke veiligheidsrisico's en -maatregelen;
- de te hanteren gedragscode.

Binnen een project moeten werkzaamheden en handelingen op elkaar afgestemd zijn. Dit betekent bijvoorbeeld het volgende:

- als men meerdere locaties op één dag moet bezoeken, rijdt men een route die vanuit logistiek oogpunt geoptimaliseerd is;
- afzonderlijke veldparameters worden in een vaste volgorde en zo veel mogelijk door één en dezelfde veldwerker gemeten/bepaald.

Wanneer meerdere veldwerkers zijn ingeschakeld bij een project, moeten de werkzaamheden onderling zijn afgestemd. Daarbij is afgesproken wie welke locaties bezoekt. Verder worden de werkzaamheden zoveel mogelijk gestandaardiseerd uitgevoerd. Dit voorkomt dat locaties dubbel of helemaal niet worden bemonsterd en vermindert de persoonsgebonden variatie in de meetgegevens.

3.3.1.2 Gedrag en voorbeeldfunctie

Algemeen

Een veldwerker vertegenwoordigt de werkgever in het veld en heeft als zodanig een *voorbeeldfunctie*. Dit betekent dat hij ten overstaan van passanten geen ongepast gedrag mag vertonen, zoals het maken van onnodig lawaai en het achterlaten van afval. Hekken moeten direct weer worden gesloten, zodat vee niet kan ontsnappen. Geïnteresseerde voorbijgangers moeten beleefd te woord worden gestaan. Ten slotte moet zijn kleding representatief zijn, maar wel toegesneden op het werk (professioneel).

Een bemonstering in zwemtenue raden wij af, niet in de laatste plaats vanwege de gezondheidsrisico's die hiermee gepaard gaan (zie [paragraaf 3.3.4.7](#)).

Boze eigenaren

Het komt voor dat een veldwerker te maken krijgt met een geïrriteerde terreineigenaar of -beheerder, die niet op de hoogte is van de werkzaamheden of boos over bijvoorbeeld, uitgevoerde herstelmaatregelen. In dergelijke gevallen moet de veldwerker zich *terughoudend* opstellen en eventueel excuses aanbieden om onenigheid te voorkomen. Een veldwerker kan het beste rustig uitleggen welke werkzaamheden worden uitgevoerd, aangeven voor welke instantie hij werkt en wie de opdrachtgever is. Wanneer de terreineigenaar of -beheerder hier geen genoegen mee neemt, moet direct contact worden opgenomen met de projectleider. In alle andere gevallen dient in ieder geval de naam en de hoedanigheid van de betreffende persoon te worden genoteerd, zodat achteraf maatregelen genomen kunnen worden om de goede verstandhouding met hem of haar te herstellen.

Kwetsbare dieren en planten

Een veldwerker moet rekening houden met het gedrag van dieren en de kwetsbaarheid van sommige vegetaties. Om verstoring tot een minimum te beperken moet hij bepaalde terreinen in bepaalde perioden van het jaar mijden. Daarbij kan men denken aan het broedseizoen (vogels), de paartijd van wild (herten en reeën) en de tijd dat jongen worden grootgebracht (wilde zwijnen, heckrunderen, galloways). Ook het onnodig schade toebrengen aan planten en dieren moet worden voorkomen.

Indien men om wat voor reden dan ook, de werkzaamheden niet kan uitvoeren, worden deze opgeschort en neemt men contact op met de projectleider en de opdrachtgever.

3.3.2 Identificatie en documenten

Een veldwerker moet zich in het veld kunnen identificeren met paspoort of rijbewijs. Dat is een wettelijke verplichting. Daarnaast is het verstandig om een *visitekaartje* bij zich te hebben, zodat men aan kan geven voor welk bedrijf men werkzaam is.

Bij het uitvoeren van veldwerk moeten verschillende documenten meegenomen zijn. Indien van toepassing moeten kopieën van de in [paragraaf 3.2.2](#) genoemde *algemene en projectspecifieke documenten* beschikbaar zijn in het veld. Ook *werk- en analysevoorschriften* maken deel uit van de velduitrusting. Zeker voor de beginnende veldwerker is het raadzaam om hier (ook in het veld) goed kennis van te kunnen nemen.

3.3.2.1 Uitvoering en registratie van gegevens

Werkzaamheden moeten volgens de geldende voorschriften worden uitgevoerd en alle gegevens moeten goed genoteerd worden. De (digitale) veldformulieren moeten volledig worden ingevuld. Monsters moeten goed gecodeerd worden; op het etiket moeten in ieder geval de meetpuntcode en de datum worden vastgelegd.

Een veldwerker moet alle *afwijkingen* van de voorgeschreven werkwijzen en afspraken noteren en deze vervolgens rapporteren aan de projectleider. Indien noodzakelijk stelt de laatste ook de opdrachtgever hiervan in kennis.

Bij een eerste bezoek aan een meetpunt begint men met het vastleggen van de *topografische kenmerken*. De exacte coördinaten van het punt worden bepaald met behulp van een GPS. De situatie ter plekke wordt vastgelegd met een fotocamera. Aanvullend kan een locatieschets en/of een locatiebeschrijving worden gemaakt. Op deze manier kan een meetpunt in de loop van jaren op exact dezelfde plaats worden bemonsterd (zie ook [hoofdstuk 5](#)).

3.3.2.2 Controles

Tijdens het werk op een meetpunt voert de veldwerker verschillende controles uit:

- hij controleert of het juiste meetpunt bereikt is, aan de hand van kaarten of GPS;
- hij controleert of alle monsters zijn genomen;
- hij controleert of de juiste etiketten op de monsters zijn geplakt;
- hij controleert of alle veldformulieren volledig en goed zijn ingevuld.

Belangrijk is het vaststellen dat alle gegevens zijn ingevuld en dat de ingevulde waarden bij benadering kloppen. Bruikbaar hierbij is een lijst met referentiewaarden voor het meetpunt. Verder kunnen ook eenvoudige berekeningen of toetsingen van praktisch nut zijn (is bijvoorbeeld het doorzicht niet groter dan de waterdiepte?).

3.3.3 Apparatuur en hulpmiddelen

Bij veldwerk is apparatuur nodig. Voor de meetapparatuur is het raadzaam om de (geplastificeerde) handleidingen en (verkorte) gebruiksaanwijzingen mee te nemen. Als meetapparatuur in het veld gekalibreerd moet worden, moeten de juiste kalibratiemiddelen worden meegenomen.

Steeds meer maken veldwerkers gebruik van *veldcomputers*. Het gebruik hiervan vergt specifieke aandacht. Om verlies van gegevens te voorkomen moeten back-ups gemaakt worden, bij voorkeur door een dagelijkse upload van de verzamelde gegevens. Bovendien moet rekening worden gehouden met de stroombehoefte (accu's) en de kwetsbaarheid van dergelijke apparatuur; heftige schokken en de blootstelling aan water moeten worden voorkomen.

3.3.4 Veiligheid

Een veldwerker is zelf verantwoordelijk voor zijn of haar veiligheid. De veldwerker moet beslissen of het verantwoord is om het veldwerk op de betreffende locatie uit te voeren. Hij is bevoegd om veldwerk niet uit te voeren of uit te stellen, als hij de omstandigheden niet veilig acht (bijvoorbeeld bij veel stroming, hevige wind, onweer of een moeilijk te bereiken meetpunt). In dit geval neemt hij contact op met de projectleider om te overleggen over vervolgstappen.

Om de risico's in het veld zoveel mogelijk te beperken moet men zorgen dat aan de volgende voorwaarden is voldaan:

- de veldwerker is bereikbaar in het veld en kan contact opnemen met anderen (een mobiele telefoon hoort bij de standaarduitrusting);
- de monsterpunten zijn veilig te bereiken;
- de veldwerker houdt rekening met gevaren die bij de bemonstering kunnen opduiken (voorzichtig zijn in troebel water en op slibrijke bodems en de begaanbaarheid peilen met een stok);
- de vervoersmiddelen (auto's en vaartuigen) zijn goed onderhouden en voldoen aan alle geldende veiligheidsnormen;
- het vervoer en gebruik van gevaarlijke stoffen gebeurt veilig (voor verantwoord gebruik moeten veiligheidsbladen geraadpleegd kunnen worden; breuk van flessen tijdens het transport moet voorkomen worden);
- de veldwerker maakt gebruik van persoonlijke beschermingsmiddelen (naast speciale werkkleding heeft hij zwemvesten, handschoenen e.d.);
- de veldwerker herkent tijdig de symptomen van aandoeningen en ziektes als gevolg van veldwerk. Het is raadzaam om na elke veldwerkdag het eigen lichaam te controleren, om bijvoorbeeld de aanwezigheid van teken vast te stellen. Bij doktersbezoek moet de veldwerker melden dat hij behoort tot een risicogroep;

- de veldwerker eet of drinkt niet tijdens de werkzaamheden; hij vermijdt direct contact met uitwerpselen, blauwalgen en giftige planten. Onderbreekt hij de werkzaamheden voor een lunch, dan wast hij eerst zijn handen (jerrycan met schoon water meenemen);
- veldwerk op risicovolle plaatsen (trilvenen, moerassen, open water) wordt uitgevoerd door minimaal twee personen.

Een aantal van de bovengenoemde voorwaarden wordt hieronder toegelicht.

3.3.4.1 Veilig vervoer

Bij de uitvoering van veldwerk kunnen uiteenlopende vervoersmiddelen worden ingezet. Het risico hiervan kan worden verkleind door aandacht te geven aan de volgende aspecten.

Technische staat

De technische staat van een voertuig moet goed zijn; een slecht onderhouden auto veroorzaakt eerder ongelukken dan een auto in een goede technische staat.

Persoonlijke verantwoordelijkheid

De bestuurder van een auto moet in het bezit zijn van een geldig rijbewijs. De werkgever moet dit controleren en bewaart een kopie in het personeelsdossier van de medewerker. Het rijbewijs moet bovendien geldig zijn voor het betreffende voertuig (denk aan het gebruik van aanhangers en trailers voor het vervoer van boten).

De bestuurder van een voertuig is verplicht om op de openbare weg alle geldende verkeersregels in acht te nemen. Verder moet hij zijn rijgedrag aanpassen aan de weersomstandigheden: bij hevige regenval, mist, gladheid of modder op de rijbaan, vermindert hij snelheid. En last but not least: hij moet altijd anticiperen op het rijgedrag van de overige weggebruikers.

De bestuurder is altijd verantwoordelijk voor het voertuig met zijn passagiers en lading. Het nemen van risico's valt niet onder verantwoordelijk rijgedrag.

De bestuurder mag niet rijden wanneer:

- de ramen beslagen of bevroren zijn;
- de autogordels niet omgedaan zijn;
- er meer personen in het voertuig zitten dan is toegestaan;
- het voertuig te zwaar of ondeugdelijk beladen is;
- de autoradio zo hard staat dat geen signalen uit de omgeving gehoord worden.

Bij het parkeren op niet voor parkeren bestemde plekken moet:

- het voertuig goed opgemerkt kunnen worden door andere weggebruikers;
- het overige verkeer niet gehinderd worden;
- een eventuele ontheffing goed zichtbaar in het voertuig worden achtergelaten.

Bij het achteruit rijden zijn extra veiligheidsmaatregelen noodzakelijk, omdat daarbij veel ongelukken gebeuren. Bestuurders moeten er op letten dat het gebied achter het voertuig absoluut vrij is. Wanneer het zicht onvoldoende is, moet een ander persoon aanwijzingen geven.

3.3.4.2 Veilig werken langs de openbare weg

Werken langs de weg brengt risico's met zich mee. Enerzijds moet men het verkeer in de gaten houden. Anderzijds voert men werkzaamheden uit die om concentratie vragen. Het dragen van een *veiligheidsvest* verhoogt de zichtbaarheid en verlaagt de kans op een persoonlijk ongeval.

Veiligheidsvesten en -jassen moeten voorzien zijn van brede, retroreflecterende banen, zowel aan de voor- als aan de achterzijde. Deze banen hebben de vorm van de Romeinse letter twee. Bovendien moet er een retroreflecterende baan over de schouders lopen. Dit om de zichtbaarheid te vergroten van de veldwerker die in een gebukte houding werkzaamheden uitvoert. Een goed veiligheidsvest beantwoordt aan de norm NEN-EN 471.

Veiligheidsvesten en -jassen bestaan in Nederland in drie verschillende kleuren. Elk van die kleuren kent een ander toepassingsgebied, te weten:

- fel groene en oranje vesten (bij werken aan de openbare weg);
- gele vesten (bij werken aan spoorwegen);
- witte vesten (voor specifieke beheerders met bijzondere regels).

Voor veldwerkers die hydrobiologische bemonsteringen uitvoeren komen vooral de oranje en eventueel de gele vesten in aanmerking.

Veiligheidsvesten en -jassen moeten altijd gesloten gedragen worden voor een optimale zichtbaarheid. Bovendien is dan de kans kleiner om ergens achter te blijven haken en is de zuiging van het wegverkeer minder. Veiligheidskleding moet schoon en heel zijn, zodat de kleur goed opvalt en de retroreflecterende banen effectief zijn om de zichtbaarheid in het donker te vergroten.

3.3.4.3 Eerste hulp bij ongelukken (EHBO)

Eerste-hulpverlening bij slachtoffers is de bijstand die door leken wordt geboden in afwachting van meer gespecialiseerde medische hulp. Daarbij kan het gaan om situaties die levensbedreigend zijn en om direct medisch handelen vragen. Anderzijds kunnen ook kleinere verwondingen door een EHBO'er worden behandeld. Door het toepassen van EHBO wordt de omvang van het letsel beperkt, waardoor tegelijkertijd de kans op een voorspoedig herstel groter is.

Werkgebied EHBO

Personen met een EHBO-diploma kunnen eerste hulp verlenen wanneer zich stoornissen in het bewustzijn, de circulatie en de ademhaling voordoen. Daarnaast kunnen ze plaatselijke (wonden) en thermische letsels (onderkoeling, oververhitting, brandwonden), vergiftigingen en elektriciteitsletsels behandelen. Veelgebruikte methoden hierbij zijn: de stabiele zijligging, hartmassage, mond-op-mondbeademing, verbinden van wonden, opwarmen of afkoelen van slachtoffers en fixeren van gebroken lichaamsdelen.

Basisregels EHBO

Bij het verlenen van eerste hulp gelden de volgende uitgangspunten:

- let op gevaren (voor eigen gezondheid, die van het slachtoffer en omstanders);
- ga na wat er is gebeurd en wat iemand mankeert (vraag het slachtoffer, vraag omstanders);
- stel het slachtoffer gerust en zorg voor beschutting (wees zorgzaam, maar kordaat);
- zorg voor professionele hulp (bel 1-1-2 en geef o.a. informatie over het letsel);
- help het slachtoffer ter plaatse (onnodig verplaatsen kan de toestand verergeren).

3.3.4.4 Veilig uitvoeren van duikarbeid

De bijzondere risico's van duikarbeid komen voort uit het gebruik van een ademhalingsgas, de overdruk op het gehele lichaam, temperatuurwisselingen, de afhankelijkheid van duikapparatuur en het werken bij slecht zicht en stroming. Daarnaast kan snelle decompressie na de arbeid zorgen voor ernstige ziekteverschijnselen en blijvend letsel. Om deze risico's te verkleinen moet men daarom strikte veiligheidsmaatregelen in acht nemen.

Duikplan

Voor de duikarbeid wordt een duikplan gemaakt. Hierin legt men afspraken vast over het verloop van de duik. Het duikplan bevat in ieder geval de volgende informatie:

- aard van de werkzaamheden;
- parcours, bodemprofiel en mogelijke obstakels;
- stroomsnelheid;
- tijdstip te water;
- daalsnelheid;
- maximum diepte;
- duiktijd of bodemtijd;
- stijgsnelheid;
- decompressie;
- maximum duikduur;
- benodigde hoeveelheid ademhalingsgas;
- locatie en telefoonnummer dichtstbijzijnde decompressietank.

De duikploegleider bespreekt het duikplan met de duikploeg, zodat voor iedereen duidelijk is hoe de duik zal verlopen. Gemaakte afspraken zijn niet vrijblijvend maar moeten nauwgezet opgevolgd worden. Voorafgaand aan de duikactiviteiten stelt de duikploegleider bovendien vast, of de duikuitrusting en de eventuele duikhulpmiddelen die gebruikt gaan worden, inzetbaar en zonodig gekeurd zijn.

Duiklogboek

Om zijn duikactiviteiten te registreren moet elke duiker een persoonlijk logboek aanleggen. De duikgegevens moeten onmiddellijk na een duik geregistreerd worden. Per duik moeten de gegevens worden voorzien van een paraaf van de duiker en de duikploegleider. De duikregistratie moet in ieder geval de volgende punten bevatten:

- naam van de werkgever;
- datum waarop de duik plaatsvond;
- aard van de duikarbeid;
- aanvangstijd en totale duiktijd;
- maximale duikdiepte;
- naam van de buddy;
- naam van de duikploegleider;
- eventueel opgetreden duikongeval;
- overige opmerkingen in relatie tot de gemaakte duik.

Veiligheid op de duiklocatie

Een duikploeg bestaat uit een duiker, reserveduiker en een duikploegleider. De duiker staat met behulp van een seinlijn in verbinding met de duikploegleider, die zich op de wal of in een boot bevindt. Bij calamiteiten gaat de reserveduiker direct te water en wordt de noodplanprocedure opgestart.

Onder speciale omstandigheden kan worden volstaan met een duikploeg bestaande uit twee personen. In dat geval vervult de duikploegleider ook de rol van reserveduiker. Voor de uitvoering van inspectieduiken en inventarisaties is het ook toegestaan om gebruik te maken van het *buddyprincipe*. Hierbij bestaat de duikploeg uit twee duikers die elkaars reserveduiker zijn, en een duikploegleider. Deze wijze van duiken heeft als voordeel dat de duikers hun observaties kunnen vergelijken en afstemmen, wat de kwaliteit van de inspecties of inventarisaties ten goede kan komen.

Bij het duiken vanaf een vaartuig moet de voortstuwingsmotor tijdens het duiken afgezet worden. Er mag bovendien niet gevaren worden nabij een locatie waar gedoken wordt.

Op een duiklocatie moeten in verband met de veiligheid de volgende zaken aanwezig zijn:

- duikplan;
- duiklogboek voor iedere afzonderlijke duiker;
- reddingskoffer (EHBO-doos, zuurstofapparatuur, thermische deken, reddingslijn);
- formulier duikongevallen (persoons- en duikgegevens, ziekteverschijnselen);
- checklist lichamelijk functioneren (bewustzijn, geheugen, zintuigen, spieren);
- GSM-telefoon (voor snelle communicatie in geval van een duikongeval).

Wat te doen bij een duikongeval

Bij een duikongeval moeten de overige duikers altijd eerst op hun eigen veiligheid letten, voordat ze een reddingsactie gaan uitvoeren. Na redding van de gewonde duiker wordt op het slachtoffer *eerste hulp bij ongevallen* toegepast. Tegelijk wordt zo snel mogelijk contact gezocht met het Duik Medisch Centrum (DMC) in Den Helder. Hierbij moet melding worden gemaakt van het volgende:

- de aard van het letsel;
- het aantal personen dat bij het ongeval betrokken is;
- de precieze locatie van het ongeval;
- de bereikbaarheid ter plaatse.

Verdere instructies van het DMC moeten worden afgewacht en nauwgezet worden opgevolgd. Het *formulier duikongevallen* en de *checklist lichamelijk functioneren* moeten worden ingevuld, zo mogelijk samen met een duikerarts. Alle ingevulde formulieren en het duiklogboek moeten worden meegegeven met de gewonde duiker. Deze informatie kan een adequate medische behandeling bespoedigen.

3.3.4.5 Veilig vissen

De uitvoering van visserijonderzoek kent specifieke risico's voor veldwerkers.

Bij elektrovisserij moet men voorkomen dat iemand een elektrische schok oploopt. Daartoe neemt men alle veiligheidsmaatregelen voorgeschreven door de Praktijkopleiding elektrovisserij van Sportvisserij Nederland. Risico's van andere vismethoden komen voort uit het gebruik van touwen en lijnen waarin men verstrikt of bekneeld kan raken, zeker in gevallen dat een grote trekkracht uitgeoefend wordt, zoals bij de kuilvisserij. Onervaren medewerkers moeten hier nadrukkelijk op gewezen worden, of uit de gevarenzone geweerd worden. Altijd bestaat de kans om overboord te slaan. Daarom moet men aan boord in geen geval een waadbreek of lieslaarzen dragen. Valt men uit de boot dan vullen deze zich met water, waardoor het zwemmen aanzienlijk moeilijker wordt. Door zwemvesten, drijf- of thermopakken te dragen (survival suits), verkleint men het risico op verdrinking en onderkoeling. NB: personen die enige tijd in het water hebben gedobberd met hun onderlichaam onder water, moeten horizontaal uit het water worden gehaald en niet rechtstandig. Hierdoor voorkomt men dat het slachtoffer in een shocktoestand raakt, doordat het bloed uit het bovenlichaam in het onderlichaam zakt.

3.3.4.6 Gevaarlijke stoffen

Niet elke gevaarlijke stof levert direct gevaar op voor de gezondheid. De schadelijkheid van een stof is afhankelijk van de hoeveelheid en de fase waarin de stof wordt opgenomen.

Er zijn verschillende soorten gevaarlijke stoffen: giftige stoffen, irriterende of bijtende stoffen, brandbare stoffen en reactieve stoffen. De omgang met gevaarlijke stoffen komt hier alleen beknopt aan bod. Voor meer informatie verwijzen wij naar [hoofdstuk 4](#) van dit handboek.

Opname van gevaarlijke stoffen

De opname van gevaarlijke stoffen in het lichaam kan op drie manieren plaatsvinden, namelijk via:

- de ademhalingswegen (longen): gasen, nevels en stof;
- de huid: vloeibare stoffen;
- het maagdarmkanaal: vloeibare en vaste stoffen.

Maatregelen tegen gevaarlijke stoffen

Om het risico van gevaarlijke stoffen zoveel mogelijk te beperken kunnen verschillende maatregelen worden genomen. Volgens de Arbowet moet de arbeidshygiënische strategie worden gevolgd. Hierin worden de volgende stappen onderscheiden:

- bronmaatregelen: vermindering gebruik door toepassing alternatieve stof;
- technische maatregelen: voldoende ventilatie (tijdens gebruik en transport);
- organisatorische maatregelen: andere werkmethode;
- persoonlijke beschermingsmiddelen: gebruik van handschoenen, e.d.

Hoe herken je een gevaarlijke stof

Gevaarlijke stoffen zijn vaak niet direct als zodanig te herkennen. Om de herkenbaarheid van deze stoffen te vergroten, moet op de verpakking worden aangegeven of de stof gevaarlijk is. Tevens staan op het etiket de mogelijke risico's voor de gezondheid van de mens, de aanbevolen voorzorgsmaatregelen en de handelingen die verricht moeten worden in geval van nood.

Betekenis R- en S-zinnen

Op het etiket van gevaarlijke stoffen staan veelal R(isk)- en S(afety)-zinnen:

- R-zinnen verwijzen naar de specifieke gevaren van de gevaarlijke stof;
- S-zinnen verwijzen naar de veiligheidsaanbevelingen van de gevaarlijke stof.

R- en S-zinnen worden gevolgd door een bepaald nummer. De betekenis van de desbetreffende nummers staan op het *veiligheidsinformatieblad* (chemiekaart) voor die stof.

Voorbeelden van gevaarlijke stoffen

In de praktijk van het hydrobiologisch veldwerk is het gebruik van gevaarlijke stoffen beperkt. Doorgaans gaat het alleen om conserveringsmiddelen (Lugol, ethanol, formaline) en kalibratiestandaarden (zuren en basen).

3.3.4.7 Ziekten en aandoeningen

Veldwerkers lopen een verhoogd risico op een aantal specifieke ziekten, aandoeningen en ongemakken. Goede kleding en goede hygiëne (handen wassen!) kunnen ellende besparen. De belangrijkste ongemakken worden hieronder besproken.

Ziekte van Lyme

Elke veldwerker moet rekening houden met de kans dat hij door een teek wordt gebeten en zo de ziekte van Lyme oploopt. De kans op een tekenbeet wordt beperkt door het dragen van een muts of pet, een shirt met lange mouwen en een broek met lange pijpen, waarbij de sokken over de broekspijpen zijn getrokken. Afweermiddelen waarin DEET is verwerkt zijn beproefd tegen teken.

Teken die zich hebben vastgebeten moeten zo snel mogelijk worden verwijderd. Dit gaat het makkelijkst met een speciale tekentang. Na verwijdering van de teek behandelt men de beet met jodium of 70% ethanol. Met het oog op een eventueel later bezoek aan de huisarts, bevelen wij aan om de datum en de plaats van de tekenbeet te noteren.

De ziekte van Lyme wordt veroorzaakt door de bacterie *Borrelia burgdorferi*.

De eerste aanwijzing voor een besmetting met deze bacterie is een rode, ringvormige huiduitslag rond de plek van de beet. Deze uitslag krijgt men echter niet altijd na besmetting. In een later stadium kunnen zich diverse andere, minder gemakkelijk te herkennen klachten optreden. De meest voorkomende symptomen zijn: aangezichtsverlamming, dubbelzien, heftige pijnen in armen, benen of romp en één of meer gezwollen, pijnlijke gewrichten. Bij klachten moet direct contact worden opgenomen met de huisarts. De ziekte van Lyme is vooral in een vroeg stadium goed te behandelen met antibiotica. Meer informatie is te vinden op de site van LymeNet Nederland (zie [bijlage 2](#)).

Ziekte van Weil

De ziekte van Weil is een infectieziekte die veroorzaakt wordt door de bacterie *Leptospira interrogans*. De ziekte wordt ook wel de rattenziekte of Leptospirose genoemd. De belangrijkste verspreider van de ziekte van Weil is de Bruine rat. De infectie ontstaat door contact met rattenurine en besmet water. De besmetting gaat via de slijmvliezen van mond, neus en ogen. Ook opname via de huid is mogelijk. De incubatieperiode is één tot drie weken.

Het ziektebeeld wisselt van een nauwelijks merkbare infectie tot een zeer ernstige aandoening; het syndroom van Weil. De ziekte kan gepaard gaan met hoge koorts, ontsteking van één of beide nieren, geelzucht door leverontsteking, bloedingen, spierpijn in de kuit en vergroting van de lever en de milt.

Botulisme

Water en waterbodems bevatten van nature bacteriën van de soort *Clostridium botulinum* of de sporen hiervan. Deze bacteriën zijn ook aanwezig in de darmen van vogels. Wanneer een vogel dood gaat kan de bacterie zich bij warm weer in het kadaver tot enorme aantallen vermenigvuldigen. Daarbij wordt het zeer giftige botulinotoxine geproduceerd, meestal het type C. Dit gif veroorzaakt botulisme. Het zijn vooral watervogels en vissen die hieraan sterven. Voor zover bekend heeft botulisme van watervogels nooit geleid tot vergiftiging van mensen of andere zoogdieren. Van de zeven verschillende typen botulinetoxine kunnen enkele gevaarlijk zijn voor de mens.

De botulinegifstoffen worden niet via de huid opgenomen, wel via wondjes in het slijmvlies. De meest voorkomende route is via het maag-darmkanaal. Bij zoogdieren echter worden deze stoffen ook via de darm nauwelijks opgenomen. De eerste symptomen na enkele uren, zijn een droge mond en hevige diarree. Binnen 24 uur kan een toenemende verlamming van de spieren optreden.

Zwemmersjeuk

Zwemmersjeuk of cercariëndermatitis is een ontstekingsreactie van de huid, die veroorzaakt wordt door cercariën. Dit zijn larven van parasitaire wormen uit het geslacht *Trichobilharzia*. Bij hun zoektocht van de ene gastheer (een poelslak), naar de volgende (een watervogel), kunnen zij aangetrokken worden door een ander warmbloedig dier: de mens. De cercariën kunnen de mensenhuid alleen oppervlakkig binnendringen. Hier sterven ze af en veroorzaken een ontstekingsreactie, waarbij een bultje ontstaat. In het begin is de ontstekingsreactie nauwelijks voelbaar, behalve als het om grote aantallen tegelijk gaat. Als de huiduitslag zichtbaar wordt, treedt ook jeuk op. Huiduitslag en jeuk verdwijnen na een paar dagen vanzelf. De aandoening is hinderlijk maar niet gevaarlijk.

De kans op zwemmersjeuk is het grootst in plassen waar veel poelslakken en eenden leven. De eerste meldingen van zwemmersjeuk zijn er al in het voorjaar (mei/juni), kort nadat de watertemperatuur de 20 °C is gepasseerd.

Om zwemmersjeuk te vermijden is het raadzaam om het water altijd in te gaan in waadpak of (lies)laarzen en nooit gekleed in slechts een zwembroek. Ook voor een professionele en representatieve uitstraling raden we dit laatste af!

Toxische blauwalgen

Veel blauwalgen produceren gifstoffen, die bij het afsterven vrij komen in het oppervlaktewater. Giftig zijn alle blauwalgen die drijfblazen kunnen vormen, maar er zijn veel giftige blauwalgen die dit nooit doen. Blauwalgtoxines zijn erg krachtig. Er zijn gifstoffen die leverschade geven en stoffen die verlammingen veroorzaken. Toch zijn meldingen van ernstige ziektegevallen zeer schaars.

Contact met water waarin veel blauwalgen voorkomen kan leiden tot huidklachten. Daarnaast zijn ook de volgende symptomen bekend: irritatie van ogen, neus, keel en oren, misselijkheid, maagkrampen, braken, diarree, koorts, hoofdpijn, duizeligheid, trillerigheid, tranen- en speekselvloed. In het ergste geval kunnen levercellen beschadigd raken, door inname van veel water met blauwalgen.

Ook voor dit risico geldt: ga altijd het water in met waadpak of (lies)laarzen.

Giftige en irriterende planten

Plantengif kan niet alleen via de mond het lichaam binnendringen, maar ook via de huid. De kans om slachtoffer te worden van plantengif is echter klein, zeker wanneer we ons beperken tot het aquatische milieu. Alleen in de oeverzone kunnen we giftige planten tegenkomen.

Een voorbeeld van een zeer giftige oeverplant is de Waterscheerling (*Cicuta virosa*). De knolvormige wortelstok bevat een olieachtige gele vloeistof. Het belangrijkste gif in deze vloeistof is het cicutoxine. Dit gif werkt in op het centrale zenuwstelsel en is al bij kleine doses dodelijk voor de mens.

Niet zo giftig, maar wel onaangenaam voor de mens, zijn de bereklauwen. De Gewone berenklaauw (*Heraclum sphondylium*) en de Reuzenberenklaauw (*Heraclum mantegazzianum*), bevatten stoffen die de huid zeer gevoelig maken voor zonlicht (furocaumarinen). Na 24 uur na contact ontstaan rode, jeukende vlekken, die over kunnen gaan in zwellingen en blaren. Bij sommige personen kunnen de blaren leiden tot blijvende littekens.

Heeft men plantensap van berenklaauwen op de huid gekregen, dan spoelt men dit zo spoedig mogelijk af met water. Verder moet men de getroffen huid niet blootstellen aan zonlicht.

Om de kans op contact met giftige planten zo klein mogelijk te maken, is het raadzaam om beschermende kleding te dragen. Ook al is het warm, een korte broek maakt vaak niet gelukkig bij veldwerk, al was het alleen maar door de aanwezigheid van brandnetels en bramen.

Voor een lijst van giftige planten kan men kijken op de site van Neêrlands Tuin (zie [bijlage 2](#)).

Insectenbeten

Insectenbeten zijn te verdelen in giftige en niet-giftige. Giftige steken kan men oplopen van bijen, wespen, hommels, horzels en hoornaars, niet giftige steken van steekmuggen. Veel infectieziekten worden door insectenbeten overgebracht op de mens (o.a. malaria, knokkelkoorts). Voor veldwerk in Nederland vormen deze vooralsnog geen probleem.

Bij een giftige steek ontstaan huidverschijnselen (o.a. pijn, roodheid van de huid, zwelling). Deze zijn een reactie op het toxine dat door het insect is ingebracht. Normaliter is het afweersysteem hier niet bij

betrokken. Wanneer men overgevoelig is komt het afweersysteem wel in actie. Wat volgt kan een acute en levensbedreigende allergische reactie zijn, een zogenaamde anafylactische shock.

Niet-giftige insectenbeten veroorzaken ook een huidreactie (muggenbult), maar deze zijn meestal minder ernstig. De steek van een mug zal nooit een anafylactische shock veroorzaken. Naast steekmuggen (waarvan alleen de vrouwtje steken), komen ook allerlei niet-stekende muggen voor, zoals dansmuggen (chironomiden) en langpootmuggen.

De veldwerker kan een insectenbeet voorkomen door beschermende kleding te dragen (lange broek, shirt met lange mouwen, eventueel een muggennet voor de bescherming van het hoofd). Tegelijkertijd, of als alternatief, kunnen afweermiddelen op huid of kleding worden aangebracht. Een onschuldig afweermiddel is citronella. Zeer werkzaam, maar potentieel schadelijker voor de gezondheid, zijn middelen waarin DEET (N,N-diethyl-m-toluamide) is verwerkt. Lees voor het gebruik de gebruiksaanwijzing.

Voor de behandeling van insectenbeten gebruikt men vaak tripelenamine (merknaam Azaron[®]), een antihistaminicum. De werking bij uitwendige toediening moet worden betwijfeld. Veldwerkers die allergisch zijn voor insectenbeten moeten kunnen beschikken over antihistaminica die via de mond worden toegediend. Bij mensen die eerder te maken hebben gehad met een ernstige allergische reactie (anafylactische shock), kunnen artsen een zogenaamde EpiPen[®] of AnaPen[®] voorschrijven. Dit is een eenvoudig toepasbare adrenaline-injectie. Deze injectie moet toegediend worden direct nadat de eerste symptomen (zwellen van de keel, benauwdheid, flauwvallen) worden waargenomen.

3.3.4.8 Weersomstandigheden

Werken in de zon

Werken in de zon ervaren velen als prettig. Wees je wel bewust van de risico's die blootstelling aan ultraviolette straling (UV) met zich mee brengt en hou daar rekening mee. Gebleken is dat mensen die beroepshalve buiten werken, twee tot drie keer zoveel UV-straling oplopen dan de gemiddelde Nederlander. Als gevolg daarvan is de kans op huidkanker vier tot vijf keer zo groot. De schadelijkheid van het zonlicht hangt in grote mate af van de gevoeligheid van de huid. Wat dit betreft worden zes huidtypen onderscheiden (tabel 3.1).

Tabel 3.1 Diverse huidtypen

De zes verschillende huidtypen met hun reactie op de zon.

TYPE	TYPE HUID	LICHAAMSKENMERKEN
1	Zeer lichte huid, verbrandt zeer snel	Lichtblond of rood haar, blauwe ogen, wordt niet bruin
2	Lichte huid, verbrandt snel	Blond haar, grijze, groene, of lichtbruine ogen, wordt langzaam bruin
3	Getinte huid, verbrandt niet snel	Donkerblond tot bruin haar, donkere ogen, wordt gemakkelijk bruin
4	Donker getinte huid, verbrandt bijna nooit	Donker haar, donkere ogen (mediterraan), bruint zeer goed
5	Donkere huid, verbrandt nooit	Donkere tot zwarte haren en ogen (Aziatisch), bruint zeer goed
6	Zeer donkere huid, verbrandt nooit	Zwart haar, donkere ogen (negroïde), bruint zeer goed

Nederlanders met een blanke huid hebben huidtype 1, 2 of 3 en lopen hierdoor relatief veel risico. Toch is het voor iedereen vrij eenvoudig om de kans op de nadelige gevolgen van UV-straling te voorkomen, door:

- beschermende kleding te dragen (shirt en broek met lange mouwen);
- een pet met nekflap op te zetten;
- onbedekte delen van de huid om de twee uur met een anti-zonnebrandmiddel in te smeren (minimaal factor 10);
- de planning aan te passen, wanneer het onderzoeksgebied en de route dit mogelijk maken: onbeschaduwde meetpunten vóór twaalf uur en na drie uur bezoeken, beschaduwde meetpunten bewaren voor de periode tussen twaalf en drie uur.

Wanneer een moedervlek verandert van vorm of een zweertje niet overgaat en blijft jeuken, is het verstandig om doktersadvies in te winnen. Deze symptomen kunnen duiden op huidkanker.

Onweer tijdens veldwerk

Het is raadzaam om bij dreigend onweer geen veldwerk uit te voeren. Toch kan het gebeuren dat een veldwerker wordt overvallen door een onweersbui, op een afgelegen locatie of op open water. Het is dan goed te weten wat men kan doen om persoonlijk letsel door blikseminslag te voorkomen.

Met de zogenaamde *tien-seconden-regel* kan men het gevaar van een blikseminslag inschatten. Hoe verder het onweer weg is, hoe groter de tijdspanne tussen de flits en de donder. Wanneer er tien seconden of meer tussen flits en donder verstrijken, dan is het onweer nog minstens drie kilometer verwijderd.

Wanneer een onweer tot op drie kilometer is genaderd, moet zo snel mogelijk beschutting worden gezocht. Ga met een open boot of een kajuitboot van kunststof of hout, zo snel mogelijk naar wal of haven om beschutting te vinden.

Zoek bij voorkeur beschutting in een stenen gebouw. Is zo'n plek niet voorhanden, dan kan een auto of de kajuit van een metalen boot als schuilplaats dienen (deze fungeren als *kooi van Faraday*). Alle ramen en deuren moeten dan wel worden gesloten en het metaal moet niet worden aangeraakt. Ook schuilen onder grote bruggen en viaducten is redelijk veilig, mits fundamenteën en het midden van overspanningen worden gemeden. Als er helemaal geen schuilplaats is, doe dan het volgende:

- vermijd hoge punten in de omgeving, zoals masten, lantaarnpalen en bomen;
- blijf niet in groepen bij elkaar, maar bewaar een onderlinge afstand van ten minste drie meter;
- maak je zo klein mogelijk door te hurken. Sla daarbij de armen om je knieën en kies een stevige hurkzit. Zet je voeten zo dicht mogelijk naast elkaar en buig met het hoofd voorover. Alleen je voeten hebben nu contact met de bodem;
- blijf uit de buurt (minimaal vijf meter) van metalen voorwerpen, zoals hekken, lichtmasten en graafmachines. Bij te weinig afstand bestaat de kans dat de bliksem naar je toe wordt geleid;
- zoek met een open boot zo snel mogelijk de vaste wal op voor een schuilplaats.

Als de bliksem inslaat in een object, bijvoorbeeld een boom of lantaarnpaal, dan ontleedt de energie zich in stralen in de omringende grond. De spanning dicht bij het object is het hoogst en wordt lager met toenemende afstand tot het object.

Iemand kan op verschillende manieren door de bliksem geraakt worden:

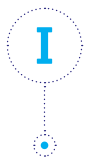
- direct: hierbij slaat de bliksem direct in op het lichaam, meestal het hoofd. Dit veroorzaakt brandwonden en kan ook doofheid en blindheid tot gevolg hebben. Als de bliksem verder door het lichaam gaat, kan dit leiden tot (tijdelijke) uitval van vitale lichaamsfuncties, zoals de hartslag en de ademhaling;

- indirect: hierbij wordt iemand door de bliksem geraakt door contact met een object waar de bliksem inslaat. Denk hierbij aan iemand die tegen een lantaarnpaal of een hek leunt. Het gevolg hiervan is meestal een tijdelijke verlamming van bijvoorbeeld de benen. Voor mensen is een indirecte blikseminslag doorgaans niet dodelijk;
- via bliksemoverslag: hierbij slaat de bliksem in een boom, waarna de stroom via de stam naar de aarde wil. Omdat de stam een vrij slechte geleider is, wordt in korte tijd een zeer hoge spanning opgebouwd. Als de spanning zo hoog is dat de doorslagspanning van de lucht overschreden wordt, slaat een deel van de stroom uit de stam. Een persoon die onder de betreffende boom schuilt, kan dan als spanningsgeleider fungeren en verwondingen oplopen zoals genoemd bij indirecte blikseminslag.

Iemand die door de bliksem is getroffen, is doorgaans buiten bewustzijn, maar bijna nooit op slag dood. Wel is het zo, dat het hart stopt en de ademhaling stopt. Meestal begint het hart na enkele seconden vanzelf weer te slaan. De ademhaling komt moeizamer op gang, waardoor het slachtoffer toch de kans loopt om te overlijden. Het inschakelen van hulpdiensten en het snel toepassen van reanimatie, zijn dus van levensbelang! Op een getroffen persoon moet minstens een half uur lang hartmassage en mond-op-mondbeademing worden toegepast. Als de hartslag en ademhaling zich herstellen, kan de reanimatie worden gestopt.

3.4 LITERATUURVERWIJZINGEN

- Anonymus (1997-2003). *Arbeidsomstandighedenbesluit*. Hoofdstuk 6, Fysische factoren. Afdeling 5 - Werken onder overdruk. ARBO-wetgeving.
- EG (1989) *Richtlijn persoonlijke beschermingsmiddelen*. 89/686/EEG <http://eur-lex.europa.eu>
- NEN-EN-ISO 9001 (2000). *Kwaliteitsmanagementsystemen - Eisen*. Nederlands Normalisatie-instituut, Delft.
- NEN-EN-ISO/IEC 17025 (2006). *Algemene eisen voor de bekwaamheid van beproevings- en kalibratielaboratoria*. Nederlands Normalisatie-instituut, Delft.
- NEN-EN 14996 (2006). *Water quality - guidance on assuring the quality of biological and ecological assessments in the aquatic environment*. Nederlands Normalisatie-instituut, Delft.
- NEN-EN 471 (2003 + A1:2008) *Waarschuwingstekening met hoge zichtbaarheid voor professioneel gebruik - Beproevingsmethoden en eisen*. Nederlands Normalisatie-instituut, Delft.





HOOFDSTUK 4 WERKEN IN HET HYDROBIOLOGISCH LABORATORIUM

In dit hoofdstuk bespreken we een groot aantal onderwerpen, die verband houden met de bestaande wet- en regelgeving. Achtereenvolgens zijn dat de inrichting van het laboratorium, de fysieke en psychosociale arbeidsbelasting en de risico's op het gebied van veiligheid. In de laatste paragraaf besteden we aandacht aan de eisen waaraan hydrobiologisch analisten moeten voldoen en aan de wijze waarop zij begeleid moeten worden bij de uitoefening van hun functie. De informatie die we presenteren heeft een samenvattend karakter. Wie meer wil weten kan de literatuurlijst raadplegen.

4.1 INLEIDING

4.1.1 Het laboratorium

Het begrip 'laboratorium' omvat een grote variëteit aan organisaties, werkruimten en gebouwen. We kunnen onderscheid maken naar de aard van de werkzaamheden, de materie waarmee wordt gewerkt of de organisatie waar het laboratorium deel van uitmaakt.

Hydrobiologisch laboratorium

In dit hoofdstuk komen alleen de inrichting van en het werken in een hydrobiologisch laboratorium aan de orde. Wat we hierbij voor ogen hebben is een laboratorium bij een waterschap, een drinkwaterbedrijf, of een (ecologisch) adviesbureau. De kerntaak van een hydrobiologisch laboratorium is het op naam brengen van organismen die afkomstig zijn uit het aquatische leefmilieu. Hierbij gaat het om onderzoek in het zoete of in het zoute water. Daarnaast kunnen analyseresultaten worden voorzien van (ecologisch) advies, afhankelijk van de wensen van de opdrachtgever en de aard van het laboratorium. Ten slotte wordt de werkomgeving van hydrobiologische laboratoria gekenmerkt door kleinschaligheid. In vergelijking met andersoortige laboratoria is sprake van een geringe diversiteit aan analyses. Niettemin is toch de nodige variatie aan faciliteiten nodig.

Termen en definities

In de tekst van dit hoofdstuk staan diverse termen en begrippen. Deze zijn uitgelegd in [bijlage 1](#) van het handboek.

4.1.2 Wet- en regelgeving

Bij het werken in een hydrobiologisch laboratorium krijgen werkgevers en werknemers te maken met specifieke wet- en regelgeving. Centraal daarin staat de nieuwe Arbeidsomstandighedenwet (of kortweg *Arbowet*), die met ingang van 1 januari 2007 van kracht is geworden. Binnen dit wettelijke kader krijgen beide partijen meer ruimte dan voorheen om samen het arbobeleid vorm te geven. Uitgangspunt daarbij is dat er geen Nederlandse regels komen, bovenop de regels die al door de Europese Unie zijn opgelegd.

Arbowet

De Arbowet vormt het algemeen wettelijk kader, terwijl meer concrete bepalingen over arbeidsomstandigheden zijn opgenomen in het arbeidsomstandighedenbesluit (of kortweg *Arbobesluit*). Omdat veel organisaties (waaronder laboratoria) te maken krijgen met gelijksoortige risico's, kennen de Arbowet en het Arbobesluit de volgende algemeen toepasbare indeling:

- arbozorg;
- inrichting van arbeidsplaatsen;
- gevaarlijke stoffen;
- fysieke belasting;
- fysieke factoren;
- arbeidsmiddelen;
- veiligheids- en gezondheidssignalering.

Binnen de Arbowet en het Arbobesluit wordt een groot aantal doelvoorschriften geformuleerd. Deze geven het niveau van bescherming aan dat werkgevers aan hun werknemers moeten bieden. Het doel is dat werknemers veilig en gezond kunnen werken. Hoe beide partijen dit doel bereiken, kan per bedrijf of per sector verschillen. De gemaakte afspraken moeten echter wel worden vastgelegd in een zogenaamde arbocatalogus. Het opstellen daarvan is vanaf 2010 verplicht. Hoewel voor hydrobiologische en andere laboratoria nog geen arbocatalogus beschikbaar is, zijn er wel initiatieven om te komen tot sectorbrede afspraken.

Arboregeling

Gelijktijdig met de Arbowet en het Arbobesluit is ook de Arbeidsomstandighedenregeling (of kortweg de Arboregeling) van kracht. Deze regeling geeft een nadere uitwerking van wat al op hoofdlijnen vastligt in de Arbowet en het Arbobesluit.

Arbobeleidsregels

Ten slotte zijn er ook nog Arbobeleidsregels. Een beleidsregel is een concrete, direct uitvoerbare invulling van de meer algemene voorschriften uit de Arbowet, het Arbobesluit of de Arboregeling. Arbobeleidsregels geven werknemers en werkgevers houvast bij het toepassen van alle wettelijke bepalingen. Hoewel er geen specifieke regels zijn voor laboratoria, is er wel een aantal beleidsregels die relevant zijn voor het werken in laboratoria. Ten slotte moet worden vermeld dat de Arbobeleidsregels opgenomen moeten gaan worden in (branchespecifieke) arbocatalogi.

Meer gedetailleerde informatie over de Arbowet, het Arbobesluit en de Arboregeling is te vinden op de site van de overheid (overheid.nl, zie [bijlage 2](#)).

4.1.3 Kwaliteitsborging

De resultaten van hydrobiologische analyses worden voor uiteenlopende doeleinden gebruikt, waaronder het beoordelen van waterkwaliteit. In het belang van de opdrachtgever streven de laboratoria bij de uitvoering van werkzaamheden naar een grote mate van betrouwbaarheid. Een manier om de kwaliteit van analyseresultaten op een hoger niveau te brengen, is het toepassen van een *kwaliteitsmanagementsysteem*. Hoewel certificering volgens NEN-EN-ISO 9001 tot de mogelijkheden behoort, ligt accreditatie volgens NEN-EN-ISO/IEC 17025 meer voor de hand. Deze norm richt zich specifiek op kalibratie- en beproevingslaboratoria. Cruciaal hierbij zijn het werken volgens vaste procedures en het aantoonbaar maken van vakbekwaamheid. In dit laatste opzicht verschillen NEN-EN-ISO 9001 en NEN-EN-ISO/IEC 17025 duidelijk van elkaar.

De kwaliteit van hydrobiologische analyses wordt beïnvloed door een groot aantal menselijke en technische factoren. Deze zijn terug te voeren op de volgende begrippen:

- traceerbaarheid (wie heeft welke gegevens hoe verkregen);
- herleidbaarheid (welk referentiekader werd gebruikt bij het verzamelen van gegevens);
- vergelijkbaarheid (hoe verhouden gegevens uit verschillende bronnen zich tot elkaar);
- juistheid (hoe verhouden gegevens zich tot de absolute werkelijkheid).

De NEN-EN-ISO/IEC 17025 maakt duidelijk welke zekerheden (uitgaande van de bovenstaande begrippen) een laboratorium moet bieden om het kwaliteitsmanagementsysteem en de daartoe behorende analyses te laten accrediteren door de *Raad van Accreditatie* (RvA).

Het opzetten en handhaven van een kwaliteitsmanagementsysteem komt in dit hoofdstuk slechts zijdelings aan de orde. De [hoofdstukken 7 tot en met 13](#) van dit handboek geven de specifieke eisen waaraan de biologische bemonstering en analyse moeten voldoen. Bovendien wordt in deze hoofdstukken verwezen naar de normen die op deze werkzaamheden van toepassing zijn.

4.2 INRICHTING VAN HET LABORATORIUM

In deze paragraaf komt eerst de algemene laboratoriuminrichting aan de orde. Daarna bespreken we de specifieke inrichting van laboratorium- en kantoorwerkplekken.

4.2.1 Algemene laboratoriuminrichting

4.2.1.1 Nutsvoorzieningen

Volgens het Arbobesluit moet men de elektrische installatie zo ontwerpen, aanleggen en onderhouden dat een veilig gebruik mogelijk is. In verband met het gebruik van elektrische apparatuur in het hydrobiologisch laboratorium moeten er ruim voldoende contactdozen aanwezig zijn. Deze zijn voorzien van aardcontacten en bij voorkeur ook van een spatbescherming. De contactdozen bevinden zich niet aan de voorzijde van de werktafels en niet vlakbij spoelbakken, maar zijn aan de achterzijde van de tafels aangebracht, op zodanige wijze dat contact met water wordt voorkomen.

Eventueel aanwezige gasleidingen zijn voorzien van opschriften waaruit blijkt welk gas wordt getransporteerd en wat de stroomrichting is.

De watertoevoersystemen zijn zo ontworpen en geïnstalleerd dat sprake is van voldoende doorstroming. Tappunten voor drinkwater bevinden zich buiten de laboratoriumruimten waar met gevaarlijke stoffen wordt gewerkt. Het laboratoriumafvalwater moet kunnen worden bemonsterd. Op het afvalwater zijn voorwaarden van toepassing die vermeld zijn in een lozingsvergunning.

De toevoer van aardgas, elektriciteit, water en andere centrale voorzieningen moet buiten de laboratoriumruimten afgesloten kunnen worden.

4.2.1.2 Ventilatie en afzuiging

Ventilatie

Door ventilatie wordt verontreinigde lucht uit de werkruimte afgevoerd en schone lucht aangevoerd. Ventilatie is één van de maatregelen waardoor de concentraties van gevaarlijke stoffen en agentia in de lucht laag blijven. Hierdoor ontstaan geen brandbare of explosieve dampen en treedt geen gezondheidsschade of hinder op voor de medewerkers. De capaciteit van het ventilatiesysteem wordt uitgedrukt in het ventilatievoud (in aantal per uur). Dit is het aantal keren per uur dat de lucht van de ruimte volledig wordt verversd. Voor laboratoriumruimten is een ventilatievoud van vijf keer per uur over het algemeen voldoende. Voor ruimten waarin voornamelijk microscopische analyses en kantoorwerkzaamheden plaatsvinden, kan een lager ventilatievoud gehanteerd worden (bijvoorbeeld 2,5 per uur).

Vaak wordt het ventilatievoud mede bepaald door de luchtafvoer van de lokale ventilatievoorzieningen (zoals zuurkasten en afzuigkappen). Om tochtklachten te voorkomen wordt de toegevoerde lucht zonodig verwarmd en over een groot oppervlak aan de ruimte toegevoerd.

Idealiter zorgt men binnen een hydrobiologisch laboratorium voor onderdruk, zodat een luchtstroom ontstaat van de 'schone' ruimten (kantoorruimten) naar de 'minder schone' ruimten (laboratoria).

Zuurkasten

Zuurkasten voldoen aan een aantal eisen. Tegenwoordig gebruikt men de norm NEN-EN 14175-2 als richtlijn. Deze norm geeft onder meer de eisen waaraan een zuurkast minimaal moet voldoen. Het gaat met name om de vereiste afmetingen en de te gebruiken materialen. De meeste bestaande zuurkasten zijn niet voorzien van een typekeur volgens NEN-EN 14175-2. Voor deze zuurkasten gelden de aanbevelingen die in het recente verleden zijn geformuleerd. Dat wil zeggen dat een zuurkast met een gemiddelde lineaire luchtsnelheid van 0,25 meter per seconde (in het raamvlak) in de meeste gevallen voldoende bescherming geeft. Voor een juist gebruik van zuurkasten is het van belang te weten dat:

- de werking van een zuurkast bij voorkeur tweejaarlijks gecontroleerd moet worden. Hierbij meet men o.a. de luchtsnelheid in de raamopening. Daarnaast moet de goede werking voor gebruik worden gecontroleerd. Dit kan bijvoorbeeld, door een reepje tissue of glasvezel aan de onderkant van het achterschot te bevestigen. Bij een goede werking is dit reepje voortdurend in beweging;

- het luchtstromingspatroon in de zuurkast beïnvloed wordt door bewegingen voor de kast. Dit kan ertoe leiden dat verontreinigde lucht vanuit de kast in de laboratoriumruimte komt. Daarom moet voorkomen worden dat voor de kast wordt gelopen en dat onnodig snelle bewegingen gemaakt worden bij het werken in een zuurkast;
- het zuurkastraam altijd zoveel mogelijk gesloten gehouden moet worden. Tijdens het uitvoeren van de werkzaamheden blijft dan in elk geval het hoofd door het schuifraam beschermd;
- een zuurkast waarin wordt gewerkt niet als opslagplaats gebruikt moet worden voor apparatuur, chemicaliën en afval. Nog afgezien van het feit dat een onoverzichtelijke situatie extra risico's met zich meebrengt, functioneert een volle zuurkast niet optimaal;
- het werkblad en de onderste delen van wanden en glasplaten regelmatig gereinigd moeten worden.

Afzuigkappen

In het hydrobiologisch laboratorium maakt men niet alleen gebruik van zuurkasten, maar ook van afzuigkappen. Met afzuigkappen kan men dampen van conserveringsmiddelen op de microscoopwerkplek afzuigen. Een afzuigkap werkt alleen goed als de luchtstroom naar de kap de natuurlijke stroming versterkt. Zo kunnen lichte opstijgende dampen het beste van boven worden afgezogen. Bovendien moet de vorm van de afzuigmond afgestemd worden op de af te zuigen dampen. De effectiviteit van afzuigkappen neemt snel af met de afstand tot de emissiebron en wordt bovendien beïnvloed door andere luchtbewegingen (ruimteventilatie, loopbewegingen, opengaande deuren enz.).

Bij de constructie van afzuigkappen en ventilatiekanalen moet men corrosiebestendige en goed te reinigen materialen gebruiken. De afgevoerde lucht mag ook buiten het laboratorium geen schade aanrichten.

4.2.1.3 Binnenklimaat

Thermisch klimaat

Het thermisch klimaat in een laboratorium moet afgestemd zijn op het werk en de lichamelijke inspanning van medewerkers. Uitgangspunt is dat het klimaat op de werkplek zo behaaglijk en gelijkmatig mogelijk is. Veel klimaatklachten worden voorkomen als medewerkers zelf invloed hebben op de temperatuurregeling. Normaliter worden kantoorruimten voorzien van ramen die geopend kunnen worden. Deze mogelijkheid moet echter afgeraden worden wanneer een luchtbehandelingsysteem of afzuiging wordt toegepast. De effectiviteit van het ventilatiesysteem en de werking van zuurkasten kunnen dan verstoord worden.

Lichtklimaat

Voldoende toetreding van daglicht in werkruimtes is noodzakelijk. Bovendien is uitzicht op de omgeving wenselijk. Dit omdat hydrobiologisch analisten veel achter microscopen werken en, ter ontspanning van de oogmusculatuur, regelmatig in de verte moeten kunnen kijken met een ongeaccomodeerd oog.

Een goede verlichting is van belang bij het veilig uitvoeren van werkzaamheden. In laboratoria wordt meestal gebruik gemaakt van een combinatie van dag- en kunstlicht, waarbij directe instraling van zonlicht moet worden voorkomen. In de meeste gevallen is een verlichtingsniveau van vijfhonderd tot duizend lux voldoende voor de uitvoering van laboratoriumwerkzaamheden. Voor administratief werk is een lager lichtniveau van vijfhonderd lux veelal voldoende.

Geluidsklimaat

Of men bij het werk hinder ondervindt van geluid hangt niet alleen af van het geluidsniveau, maar ook van de aard van het werk en de daarvoor vereiste concentratie. Een vuistregel voor de grenswaarde voor hinderlijk geluid is ongeveer 55 decibel. Een ongestoord tweegesprek is alleen mogelijk indien het achter-

grondniveau onder deze waarde blijft. Een mogelijke bron van hinderlijk geluid is de aanwezigheid van ventilatie en afzuiging. Tenslotte draagt de bouwkundige inrichting bij aan de mate van geluidhinder. Bij voorkeur moet de nagalmtijd niet langer zijn dan 0,5 seconde.

4.2.1.4 Vloeroppervlak

De vloeren van een laboratorium moeten afgestemd zijn op de te verrichten werkzaamheden. Een hydrobiologisch laboratorium heeft bij voorkeur een waterbestendig vloeroppervlak dat niet te glad mag zijn om de kans op uitglijden te verminderen. Bovendien moet de vloer bestand zijn tegen de gebruikte chemicaliën en gemakkelijk schoon zijn te houden. Dit laatste is vooral van belang, omdat naast watermonsters ook slibmonsters worden geanalyseerd. Omdat partijen monsters vaak met een kar worden vervoerd moet het vloeroppervlak bovendien egaal zijn en zijn drempels bij voorkeur afwezig.

4.2.1.5 Koelcel

In een hydrobiologisch laboratorium zullen monsters vaak in een gekoelde ruimte opgeslagen worden. Meestal gebruikt men hiervoor een afzonderlijk af te sluiten koelcel. Gekoelde ruimtes moet men altijd van binnen uit kunnen openen. Bij de installatie moet worden gelet op de minimaal vereiste temperatuur en de maximaal aanvaardbare afwijking van de ingestelde temperatuur. Voor opslag van hydrobiologische monsters in gekoelde ruimtes geldt over het algemeen een temperatuur van vijf graden Celsius, met een afwijking van twee graden Celsius naar boven en beneden. Chemische stoffen mogen alleen in een koelcel worden opgeslagen, wanneer specifieke voorzieningen zijn aangebracht die zorgen voor voldoende ventilatie (zie [paragraaf 4.4.3](#)).

4.2.1.6 Noodvoorzieningen

(Nood)uitgangen

Een laboratorium is zo gesitueerd, dat het bij brand goed bereikbaar is voor de brandweer en dat medewerkers het gebouw bij een calamiteit snel en veilig kunnen verlaten. Laboratoriumruimten die gevestigd zijn op de begane grond of lager gelegen verdiepingen, voldoen veelal aan deze voorwaarden. In beginsel is een laboratoriumruimte voorzien van twee uitgangen, die zo ver mogelijk van elkaar liggen. Voor kleine ruimten zonder specifieke gevaren en waarin slechts enkele personen werken kan men volstaan met één uitgang. Nooduitgangen en vluchtroutes zijn duidelijk aangegeven door middel van pictogrammen en voorzien van noodverlichting.

Brandmelders en blusmiddelen

Een laboratorium bezit een brandmeldingsysteem. De keuze voor een handbediende of automatische installatie, of voor een sprinklerinstallatie, is gebaseerd op een risico-inventarisatie en -evaluatie (zie [paragraaf 4.4.2](#)).

Laboratoriumruimten moeten voorzien zijn van kleine (koolzuursneeuw)blussers, die door medewerkers zijn te gebruiken bij het bestrijden van kleine brandhaarden. Kleine blusmiddelen moeten goed zichtbaar opgehangen worden en vrij toegankelijk zijn. Ze moeten jaarlijks gekeurd worden, waarbij de datum van de volgende keuring op het blusmiddel wordt aangegeven. Omdat ook personen vlam kunnen vatten en het gebruik van koolzuursneeuwblussers dan minder voor de hand ligt, is het aan te bevelen om laboratoriumruimten ook te voorzien van branddekens.

Nooddouche en oogspoelvoorziening

In laboratoriumruimten waar gewerkt wordt met gevaarlijke stoffen, moeten een nooddouche en een oogspoelvoorziening aanwezig zijn. Een oogspoelvoorziening moet doelmatig zijn en kan, afhankelijk van de

situatie, bestaan uit oogspoelflessen of op de waterleiding aangesloten oogdouches. Een oogspoeldouche is in het algemeen doelmatig als deze goed bereikbaar en eenvoudig bedienbaar is. Voor oogspoelflessen geldt dat het water regelmatig ververs moet worden om groei van micro-organismen te voorkomen. De houdbaarheid van oogspoelflessen (met inhoud) staat op de fles aangegeven.

Absorptiemiddelen

Voor het opruimen van gemorste chemicaliën moeten geschikte absorptiemiddelen aanwezig zijn. Hiervoor zijn speciale poeders in de handel. Men bindt hiermee de gemorste stoffen waardoor ze gemakkelijker verwijderd kunnen worden. Wanneer gewerkt wordt met kwik (thermometers) is het ook raadzaam om een speciale kwikcollector op voorraad te hebben. Hiermee kan deze stof veilig worden opgeveegd en in een gesloten minicontainer worden verwijderd.

Verbandtrommel

Omdat bij hydrobiologische laboratoria vaak wordt gewerkt met scherpe voorwerpen (scalpels, pincetten) en glaswerk, kunnen zich tijdens het werk kleine ongelukken voordoen waarbij snijwonden ontstaan. Het is daarom aan te bevelen om in elke laboratoriumruimte een verbandtrommel te plaatsen. Bij voorkeur wordt gebruik gemaakt van een wandhouder, zodat de verbandtrommel voor iedereen duidelijk zichtbaar en direct beschikbaar is. Wanneer materiaal uit de verbandtrommel wordt gebruikt moet dit direct worden aangevuld.

Overige voorzieningen

De eisen die worden gesteld aan andere noodvoorzieningen zijn afhankelijk van de locatie van het laboratorium, het aantal etages in het gebouw, de omvang van de bedrijfsruimte en het aantal medewerkers. Dit geldt bijvoorbeeld voor een alarm- en ontruimingssirene en de aanwezigheid van meerdere, afzonderlijke vluchtwegen.

De werkgever is verantwoordelijk voor de aanwezigheid van de juiste noodvoorzieningen. Wanneer uit de risico-inventarisatie blijkt dat deze nodig zijn, is hij ook verplicht te zorgen voor *persoonlijke beschermingsmiddelen* (PBM). Een overzicht van deze middelen geven we in [paragraaf 4.4.3.4](#).

4.2.2 Inrichting laboratorium- en kantoorwerkplekken

In de Arboret is geregeld dat de inrichting van arbeidsplaatsen binnen redelijke grenzen, afgestemd moet zijn op de persoonlijke eigenschappen van werknemers. Daarbij moeten lichaamsmaten vertaald worden naar ergonomische aanpassingen. Bovendien moet men rekening houden met het ervaringsniveau van de werknemers en hun vakmanschap. In het Arbobesluit is met betrekking tot de inrichting van arbeidsplaatsen een groot aantal bepalingen opgenomen. Voor een deel hebben deze ook hun weerslag gevonden in specifieke normen.

4.2.2.1 Ruimtebeslag werkplek

Bij het inrichten van een laboratorium moet er voldoende ruimte beschikbaar zijn om alle werkzaamheden uit te kunnen voeren. Over het algemeen is acht vierkante meter per medewerker een veel gebruikte stelregel, die ook voor het hydrobiologisch laboratorium zou kunnen gelden. Hierbij is geen rekening gehouden met de noodzakelijke ruimte voor het uitvoeren van schrijfwerk, de plaatsing van apparatuur en de opslag van bijvoorbeeld analysegegevens en determinatiewerken. Als er voortdurend aan laboratoriumtafels wordt gewerkt, zoals bijvoorbeeld bij het uitzoeken van macrofauna, is de beschikbaarheid van drie strekkende meter tafel per medewerker gebruikelijk. Voor de uitvoering van administratieve werkzaamheden wordt bij voorkeur een werkplek gecreëerd in een aparte ruimte, grenzend aan de

laboratoriumruimte. De totale beschikbare ruimte per medewerker (laboratorium- en kantoorwerkplek) bedraagt dan circa twintig vierkante meter. De kantoorwerkplek en de laboratoriumwerkplek van parttime medewerkers kunnen door meerdere mensen gedeeld worden, waardoor het ruimtebeslag afneemt.

Bij de opstelling van laboratoriumtafels moeten onderlinge afstanden en de ruimte tussen tafel en wand niet te krap zijn. De minimale maten die men kan hanteren staan in [tabel 4.1](#). Bij de plaatsing en aansluiting van apparatuur en installaties moet men ook rekening houden met de toegankelijkheid voor onderhoud en controle.

Tabel 4.1 Richtlijnen voor minimale maten bij de inrichting van werkplekken

OMSCHRIJVING	MAAT
Oppervlakte van laboratorium- of kantoorwerkplek	circa 8 m ²
Oppervlakte van laboratorium- én kantoorwerkplek	circa 20 m ²
Afstand tussen de kopse kant van een werktafel en een wand	0,40 m
Afstand tussen de werkzijde van een werktafel en een wand	0,80 m
Afstand tussen werktafels als aan beide zijden gewerkt wordt	1,80 m
Breedte van belangrijke loop- en transportroutes	2,0 m

De vrije breedte van een deuropening bedraagt minstens 0,80 meter. In verband met het transport van monsters en apparatuur beschikt elke laboratoriumruimte bij voorkeur ook over minstens één deur met een bredere doorgang. De deuren hebben bij voorkeur een ruit van veiligheidsglas.

4.2.2.2 Inrichting laboratoriumwerkplek

Binnen een hydrobiologisch laboratorium maken we onderscheid tussen laboratorium- en kantoorwerkplekken ([figuur 4.1](#)). De in deze paragraaf beschreven inrichting van laboratoriumwerkplekken is bedoeld voor de uitvoering van biologische analyses.

Microscopetafel

De werkplekken voor microscopische analyses worden intensief en gedurende meerdere uren per dag gebruikt. Daarom wordt idealiter gebruik gemaakt van in hoogte verstelbare microscopetafels, die voorzien zijn van beweegbare armsteunen ([figuur 4.2](#)). Bovendien moet het werkblad een uitsparing hebben zodat de analist hierin kan plaatsnemen en optimaal gebruik kan maken van de armsteunen. Men moet uitgaan van een tafelhoogte tussen de 62 en 82 centimeter en een werkbladdikte van hoogstens vijf centimeter ([paragraaf 4.2.2.3](#), [tabel 4.3](#)).

Wanneer de betreffende tafels niet beschikbaar zijn, moet gebruik worden gemaakt van lage (kantoor) tafels en wigvormige armsteunen. In veel gevallen is naast de microscoop ook een computer beschikbaar om de verzamelde gegevens direct in te kunnen voeren. De plaatsing moet zo zijn dat de bediening van zowel de microscoop als van de computer gemakkelijk gecombineerd kan worden.

Microscoop

Ook bij de aanschaf van een microscoop moet men letten op een ergonomisch ontwerp en de mogelijkheid om ergonomische hulpstukken te gebruiken (zoals een verlenging van de tubus). Dit betekent dat scherpstelschroeven en afzonderlijke bedieningselementen van de objecttafel zo gepositioneerd moeten zijn dat de polsen op de armsteunen van de microscopetafel kunnen blijven rusten. Ook vanuit ergonomisch oogpunt is het raadzaam te kiezen voor een goede optische kwaliteit (hoog scheidend vermogen) en groothoekocularen. Hierdoor krijgt men een rustig en scherp microscopbeeld, dat minder vermoeiend is voor de ogen. Tenslotte moeten microscopen voorzien zijn van een tubus met een variabele inkijselhoek, zodat de nekspieren niet onnodig worden belast.

Bureaustoel

De op de microscopewerkplek gebruikte stoelen moeten geschikt gemaakt kunnen worden voor de individuele medewerker. Omdat de lichaamsmaten onderling sterk kunnen verschillen moet een aantal verstelmogelijkheden aanwezig zijn. In combinatie met een microscopetafel wordt een bureaustoel gebruikt zonder of met afneembare armsteunen (figuur 4.2). Voert men de microscopische analyses uit aan een normale kantoortafel dan wordt een bureaustoel met in hoogte verstelbare armleuningen gebruikt. In beide gevallen voldoet de stoel aan de eisen vermeld in tabel 4.2. Wanneer een stoel op een gladde vloer wordt gebruikt, moet hij voorzien zijn van vaste poten of geremde, zachte wielen.

Fig 4.1 Schematische inrichting van een hydrobiologisch laboratorium

Met een 'droge' ruimte (microscopewerkplekken), een 'natte' (algemene) laboratoriumruimte (uitzoeken macrofauna) en kantoorwerkplekken. De kantoorwerkplekken worden idealiter van de laboratoriumruimte(n) gescheiden door middel van een glazen wand.

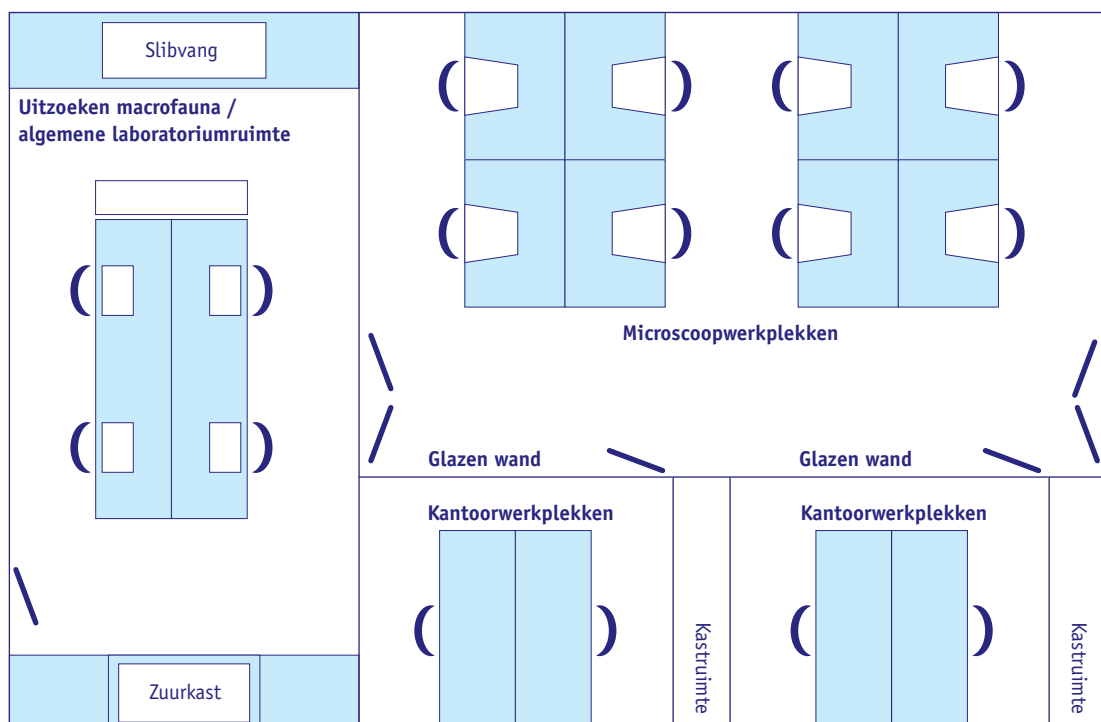
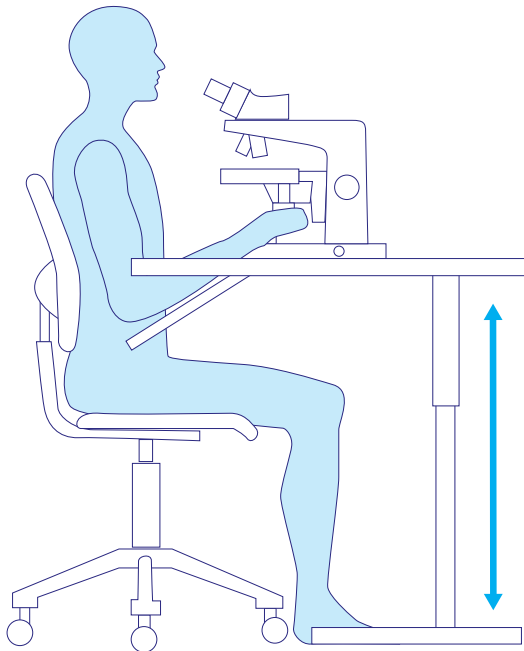


Fig 4.2 Neutrale zithouding voor microscoopwerk

Hier gebruikt men een in hoogte verstelbare microscopetafel met wigvormige armsteunen en een bureaustoel zonder armleuningen.



Tabel 4.2 Eisen aan een bureaustoel

Conform NEN-EN 1335-1.

- De zitting is in hoogte verstelbaar, in belaste toestand minimaal tussen 41 en 53 centimeter, gemeten aan de voorzijde van de zitting
- De zitting is tenminste 44 centimeter diep en 40 centimeter breed
- De zitdiepte is verstelbaar, van rugleuning tot de voorzijde van de zitting, minimaal tussen 40 en 44 centimeter
- De rugleuning heeft een adequaat lendensteunvlak
- De constructie is veilige en stabiel (gasveer en vijf 'tenen')

Spoelruimte macrofauna

Aan het deel van het hydrobiologisch laboratorium waar macrofaunamonsters worden uitgezocht stellen we andere eisen. Bij deze werkzaamheden beweegt de analist zich van de spoelgelegenheid naar de werkplek waar wordt uitgezocht.

Allereerst worden (delen van) macrofaunamonsters gespoeld over een zeef of gedecanteerd. Hierbij komen grote hoeveelheden zand, slib en organisch materiaal vrij, die gescheiden moeten worden van het aanhangende water dat door het riool wordt afgevoerd. Hiertoe moet het laboratorium beschikken over een slibvang.

De spoelwerkzaamheden worden over het algemeen staande uitgevoerd, of er wordt gebruik gemaakt van een stahulp. De ideale hoogte van het spoelwerkblad is die waarbij de onderarm zich op vijftien centimeter boven het werkblad bevindt, wanneer iemand zijn of haar arm in een rechte hoek houdt. Het verdient aanbeveling om de kranen boven de spoelbak te voorzien van handdouches waarvan de waterstraal regelbaar is.

Uitzoekplek macrofauna

De uitzoekwerkzaamheden worden meestal zittend uitgevoerd. Voor deze werkplekken kunnen qua meubilair, in principe dezelfde eisen gesteld worden als aan een kantoorwerkplek, met dien verstande dat het uitzoeken van macrofauna vaak gebeurt in een transparante bak die op een lichtbak wordt geplaatst. Het gebruik van een lichtbak in combinatie met de hoogte van een transparante bak, zorgt ervoor dat de dikte van het werkvlak aanzienlijk groter is dan vijf centimeter. Dit belast de schouders van de persoon die uitzoekt. Het meest ideaal daarom zijn lichtbakken die zijn geïntegreerd in de laboratoriumtafel. De rand van de uitzoekbak moet altijd zo laag mogelijk zijn.

Als het uitzoeken van macrofauna aan hoge laboratoriumtafels plaatsvindt (hoogte tussen 85 en 95 centimeter) worden er specifieke eisen gesteld aan de gebruikte stoelen. Naast de randvoorwaarden die gelden voor een normale kantoorstoel (zie eerder), moet een hoge laboratoriumstoel uitgerust zijn met een voetenring of dient gebruik gemaakt te worden van een in hoogte verstelbare voetenbank. Hoge stoelen hebben relatief beperkte instelmogelijkheden, in verband met de noodzakelijke stabiliteit.

4.2.2.3 Inrichting kantoorwerkplek

Kantoorwerkplekken zijn bij voorkeur gescheiden van laboratoriumwerkplekken onder meer om contaminatie met chemicaliën te vermijden. Een goede mogelijkheid daarvoor is een glazen scheidingswand. Voor een gewone kantoorwerkplek moet een oppervlak van minimaal zeven vierkante meter beschikbaar zijn. Deze werkplek bestaat uit een kantoortafel (met leesgedeelte), een kantoorstoel, een staande kast en een computer met beeldscherm (plat scherm).

Kantoortafel

Een kantoortafel die voor beeldschermwerk wordt gebruikt, moet tenminste voldoen aan de eisen vermeld in [tabel 4.3](#).

Tabel 4.3 Eisen aan een kantoortafel

Conform NEN 2449.

-
- Het werkvlak is minimaal 120 centimeter breed en tachtig centimeter diep
 - Het werkvlak is in hoogte instelbaar, bij voorkeur tussen 62 en 82 centimeter
 - De dikte van het werkvlak inclusief draagconstructie moet zo dun mogelijk zijn en bedraagt maximaal 5 centimeter
 - De kantoortafel biedt voldoende beenruimte en heeft een dun tafelblad zonder ondersteunende balk aan de voorzijde
-

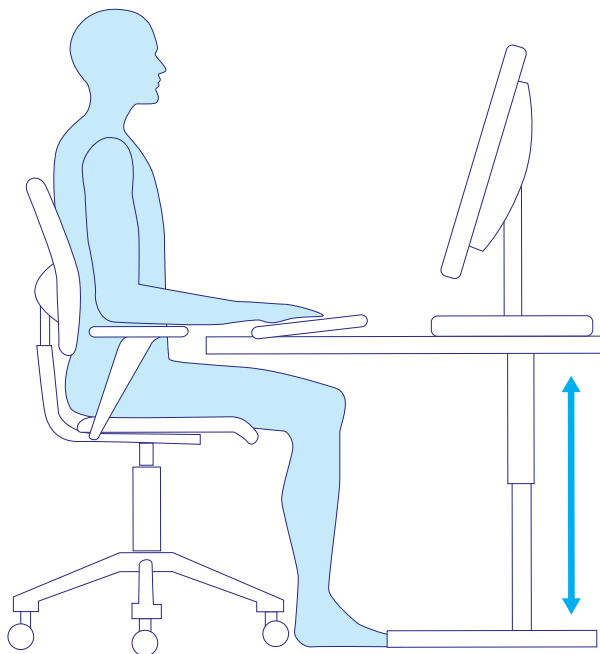
Werktafels met een vaste hoogte (74 tot 76 centimeter) kunnen alleen worden gebruikt gedurende korte tijd, tenzij de hoogte wordt aangepast aan de taak en lichaamsafmeting van de individuele gebruiker. Tafels die te hoog zijn kunnen desnoods passend worden gemaakt met een in hoogte verstelbare stoel en een voetenbankje.

Bureaustoel

De kantoortafel wordt gecombineerd met een bureaustoel, die voorzien is van in hoogte verstelbare armleuning (figuur 4.3). De stoel voldoet aan de eerder beschreven afmetingen en ergonomische eisen (zie paragraaf 4.2.2.2, tabel 4.2).

Fig 4.3 Neutrale zithouding voor beeldschermwerk

Hier gebruikt men een in hoogte verstelbare tafel en een verstelbare bureaustoel met armleuning.



Computer

Een computerwerkplek bestaat uit een beeldscherm en een toetsenbord, al dan niet in combinatie met een printer. Bovendien kan een documenthouder (met instelbare hellingshoek) ingezet worden, wanneer gelijktijdig wordt gewerkt met documenten. Het toetsenbord moet een losse component zijn en bij voorkeur draadloos. Het toetsenbord moet zo dun mogelijk zijn, in het midden (ter hoogte van de toetsenrij asdf) in ieder geval niet dikker dan vier centimeter. De onderzijde moet stroef zijn, zodat het toetsenbord bij gebruik niet kan schuiven.

Het beeldscherm moet bij voorkeur zo ingesteld zijn dat donkere letters op een lichte achtergrond staan. Dit is rustiger voor het oog en geeft minder problemen bij spiegeling van licht op het scherm. Spiegeling van kunst- of daglicht op het scherm moet zoveel mogelijk voorkomen worden. De spiegeling vermindert contrast op het scherm, waardoor het lezen vermoeiender wordt voor de ogen.

Het beeldscherm moet daarom zo geplaatst worden dat er geen direct daglicht op kan vallen. Als dit niet kan moeten de ramen worden voorzien van adequate zonwering. Spiegeling van TL-licht in het scherm kan men voorkomen door goede TL-armaturen te installeren.

Moderne laserprinters stoten veel minder schadelijke stoffen en gassen uit dan oudere exemplaren, zeker bij goed onderhoud. Ze blijven echter warmte en geluid produceren. Bovendien bestaat het vermoeden dat tonerstof schadelijk is voor de gezondheid. Daarom is het advies om printers, en kopieermachines, buiten de kantoorruimte te plaatsen.

Voorlichting

Bij de aanschaf van nieuw meubilair is het essentieel dat met de genoemde ergonomische aspecten rekening wordt gehouden. Als nieuw meubilair in gebruik wordt genomen is het essentieel om goede voorlichting te geven over de juiste instellingsmogelijkheden daarvan. Deze voorlichting dient bijvoorbeeld jaarlijks te worden herhaald.

4.3 FYSIEKE EN PSYCHOSOCIALE BELASTING

4.3.1 Fysieke belasting

Het werken met een microscoop, het uitzoeken van macrofauna en het werken met een computer, belasten het lichaam op een specifieke manier. Ideaal is een werkhouding waarbij gewrichten zich zoveel mogelijk in de neutrale stand bevinden en spieren zoveel mogelijk ontspannen zijn. Gezondheidsproblemen kunnen niet alleen voorkomen worden door een goed ingerichte werkplek. Verantwoord gedrag is ook nodig. Een hydrobiologisch analist moet voortdurend alert zijn op het voorkomen van fysieke overbelasting. Regelmatig pauzeren en bewust bewegen tijdens pauzemomenten, zijn noodzakelijk.

4.3.1.1 Microscopie en werkhouding

In hydrobiologische laboratoria werken we vaak langdurig met microscopen. De aard van dit werk brengt een aantal gezondheidsrisico's met zich mee. In [tabel 4.4](#) hebben we de verschillende risico's en de mogelijke oplossingen naast elkaar gezet. Op grond hiervan kunnen we de volgende richtlijnen opstellen voor een lichamelijk verantwoord gebruik van een microscoop:

- gebruik een microscoop niet langer dan vijf uur per dag;
- onderbreek het microscoopwerk elk uur gedurende een minuut of vijf. Onderbrekingen kunnen doorgaans functioneel ingevuld worden, bijvoorbeeld door het inklaan of afvoeren van monsters, het rapporteren van resultaten, of het bestuderen van voorschriften of determinatieliteratuur. Probeer in iedere koffie- of lunchpauze zoveel mogelijk te bewegen, in ieder geval met hoofd, schouders en armen. Gebruik de pauzes in het werk ook om de ogen te ontspannen, onder andere door het 'kijken in de verte' (meer dan acht meter afstand);
- zit rechtop achter de microscoop;
- stem de instellingen van de stoel, de microscoop en de (microscoop)tafel af op de eigen lichaamsmaten. Zet de microscoop dichtbij en zorg voor voldoende beenruimte om goed aan te kunnen schuiven bij de tafel.

4.3.1.2 Uitzoeken van macrofauna en werkhouding

Bij het uitzoeken van macrofaunamonsters worden levende of dode (gefixeerde) organismen handmatig verzameld. Het uitzoeken van gefixeerde monsters gebeurt vaak met behulp van een microscoop. De risico's die hieraan verbonden zijn hebben we al besproken in [paragraaf 4.3.1.1](#). De risico's van het met de hand verzamelen van organismen en de mogelijke oplossingen staan in [tabel 4.5](#). Sommige belastingen en aanwijzingen hierin, zijn al bekend vanuit de microscopie. Samengevat kunnen we de volgende richtlijnen opstellen voor het lichamelijk verantwoord uitzoeken van monsters met de hand:

- onderbreek het zoekwerk elk uur gedurende een minuut of vijf. Onderbrekingen kunnen doorgaans functioneel ingevuld worden, bijvoorbeeld door het inklaan of afvoeren van monsters, het rapporteren van resultaten, of het bestuderen van voorschriften of determinatieliteratuur. Probeer in iedere koffie- of lunchpauze zoveel mogelijk te bewegen, in ieder geval met hoofd, schouders en armen;
- zit voor zoveel mogelijk rechtop achter de zoekbak;
- stem de instellingen van de stoel en de tafel af op de eigen lichaamsmaten. Zet de zoekbak dichtbij en zorg voor voldoende beenruimte om goed aan te kunnen schuiven bij de tafel;
- gebruik de mogelijkheid om andere gereedschappen dan alleen pincetten voor het zoeken te gebruiken (bijvoorbeeld pipet, gazen lepeltje).

Tabel 4.4 Fysieke belasting van microscoopwerk

Fysieke belasting van microscoopwerk en aanwijzingen om risico's te verkleinen.

FYSIEKE BELASTING

Statische belasting van de nek en de onderrug als men in gebogen houding vooroverhangend in de microscoop kijkt.

Statische belasting van de schouderregio als de schouders omhoog worden getrokken en de bovenarmen niet langs het lichaam worden gehouden.

Statische belasting van de ellebogen bij langdurig steunen tijdens het werk.

Belasting van de polsen die niet in één lijn worden gehouden met de onderarm tijdens de bediening van de microscoop.

Belasting van het gezichtsvermogen kan visuele klachten veroorzaken: vermoeidheid, pijnlijke ogen, jeuk, tranende ogen en over-accommodatie. aandacht hiervoor is met name aandacht gewenst als oogklachten zich ook na werktijd blijven voordoen.

Repetitief werk kan langdurige klachten opleveren ('muisarm'). Bij repetitief werk voert men steeds dezelfde bewegingen uit, minimaal twee uur per dag, of minimaal één uur achter elkaar en dan vaker dan twee keer per minuut. Bij microscopische analyses kan het voortdurend focussen tot chronische klachten van de pols leiden.

AANWIJZING

Zit met een rechte rug achter de microscoop. Om recht-opzittend in de microscoop te kunnen kijken moet de inkijkhoek tussen de 0° en 30° liggen. Met een variabele inkijkhoek en een in hoogte verstelbare tubus kan de microscoop aangepast worden aan de lichaamsbouw van de individuele analist.

Zorg dat de onderarmen op de tafel of op de (wigvormige) armsteunen kunnen rusten. Voor een goede doorbloeding van de armen is het belangrijk dat de boven- en onderarmen een hoek maken van minimaal 90°. Een belangrijk knelpunt is de druk op de onderarm. Ergonomisch verantwoorde microscopie tafels met wigvormige armsteunen zijn ideaal.

Kijk eerst in de verte voor te beginnen met de microscopie werkzaamheden. Focussen vanuit oneindig naar nabij is minder belastend dan focussen vanuit nabij naar oneindig.

Zorg voor voldoende onderbrekingen. Probeer alternatieven te vinden om het instrument te bedienen. Maak gebruik van de mogelijkheid om handmatige bediening te vervangen door gemotoriseerde. Beweeg elke dag minstens een half uur intensief (joggen, fietsen, zwemmen, fitness).

Tabel 4.5 Fysieke belasting van het uitzoeken van macrofaunamonsters

Fysieke belasting van het uitzoeken van macrofaunamonsters en aanwijzingen om risico's te verkleinen.

FYSIEKE BELASTING	AANWIJZING
Het levend uitzoeken van macrofauna gebeurt gewoonlijk onder tijdsdruk. Deze stress kan zorgen voor een extra belasting van het bewegingsapparaat.	Breng de omvang van de werkzaamheden in balans met de personele capaciteit en zorg voor voldoende rustmomenten en uitlooptijd.
Statische belasting van de nek en de onderrug, als men in gebogen houding vooroverhangend boven een uitzoekbak zit.	Zit zoveel mogelijk met een rechte rug achter de uitzoekbak en plaats deze dicht bij de tafelrand.
Statische belasting van de schouderregio als de schouders omhoog worden getrokken en de bovenarmen niet langs het lichaam worden gehouden. Statische belasting van de ellebogen bij langdurig steunen tijdens het werk.	Zorg dat de ellebogen op de tafel kunnen rusten. Voor een goede doorbloeding van de armen is het belangrijk dat de boven- en onderarmen een hoek maken van minimaal 90°. Maak gebruik van de mogelijkheid om de lichtbak te laten verzinken in de tafel. Kies een uitzoekbak met een lage rand.
Het voortdurend samenknijpen van pincetten of pipetten bij het uitzoeken is een vorm van repeterend werk (zie tabel 4). Dit kan leiden tot chronische klachten van de hand.	Zorg voor voldoende onderbrekingen. Maak gebruik van alternatieve instrumenten om de dieren te verzamelen. Beweeg elke dag minstens een half uur intensief (joggen, fietsen, zwemmen, fitness).

4.3.1.3 Beeldschermwerk en werkhouding

In een laboratorium wordt veel beeldschermwerk verricht. Bij sommige laboratoria is beeldschermwerk gecombineerd met het werken achter de microscoop. Beeldschermwerk kan gezondheidsrisico's met zich meebrengen. De verschillende risico's en mogelijke oplossingen hebben we in tabel 4.6 naast elkaar gezet.

Vanuit gezondheidsoverwegingen kunnen we voor het werken achter een beeldscherm de volgende richtlijnen geven:

- zit niet te lang achter het beeldscherm; de wetgeving schrijft voor dat beeldschermwerk niet langer mag duren dan zes uur per werkdag. Daarnaast geldt als voorwaarde dat er hooguit twee uur achtereenvolgend achter een beeldscherm gewerkt mag worden. Na elke twee uur wordt een pauze ingelast van tenminste tien minuten, die met andere bezigheden gevuld dienen te zijn;
- probeer het beeldschermwerk te verlichten door gebruik te maken van hulpmiddelen: een documenthouder is nuttig voor het invoeren van gegevens vanaf concepten of invoerformulieren. Extra belasting van de nek (door draaiing en buiging) kan daarmee voorkomen worden. Een polssteun vóór het toetsenbord zorgt ervoor dat de pols en hand in een rechte lijn staan. Een muismat draagt bij aan een lagere belasting van de pols, bij het gebruiken van een muis.

Tabel 4.6 Fysieke belasting van beeldschermwerk

Fysieke belasting van beeldschermwerk en aanwijzingen om risico's te verkleinen.

FYSIEKE BELASTING	AANWIJZING
Statische belasting van de nek en de onderrug, als in gebogen houding achter het beeldscherm wordt gewerkt.	Zit rechtop voor het beeldscherm, zodat het hoofd en de nek niet voortdurend in een gedraaide stand staan. Zet het beeldscherm op ooghoogte, zodat het hoofd niet voorover hoeft te buigen. Gebruik een eenvoudig verstel- en kantelbaar beeldscherm.
Statische belasting van de schouderregio als de schouders omhoog getrokken worden en de bovenarmen niet langs het lichaam worden gehouden. Statische belasting van de ellebogen bij langdurig steunen tijdens het werk. Belasting van de polsen die niet in een lijn worden gehouden met de onderarm.	Zorg dat de onderarmen op de tafel steunen. Voor de doorbloeding van de armen is het belangrijk dat de boven- en onderarmen een hoek maken van minimaal 90°.
Belasting van het gezichtsvermogen door beeldschermwerkzaamheden kan visuele klachten veroorzaken: vermoeidheid, pijnlijke ogen, jeuk, tranende ogen en over-accommodatie. Aandacht hiervoor is met name aandacht gewenst als oogklachten zich ook na werktijd blijven voordoen.	Probeer oogklachten, maar ook hoofdpijn, op te lossen met een beeldschermbril. Met een leesbril kunnen mensen vaak niet goed op het beeldscherm lezen, omdat deze afstand groter is dan bij het lezen vanaf papier. Met een speciale beeldschermbril, die op advies van de bedrijfsarts kosteloos door de werkgever aan de medewerker wordt verstrekt, kan dit ondervangen worden.
Repetitief werk is een vorm van fysieke belasting, die ook op de kantoorwerkplek optreedt. Bekend is het risico van het veelvuldig gebruik van de computermuis.	Las ook bij beeldschermwerk voldoende pauzes in. Als hulpmiddel bij het tijdig onderbreken van intensieve werkzaamheden, kan men specifieke pauzesoftware installeren.

4.3.2 Psychosociale belasting

Diverse factoren op de werkvloer kunnen chronische stress veroorzaken. Deze factoren worden samengevat onder de term psychosociale arbeidsbelasting.

Een werkgever is wettelijk verplicht zijn werknemers te beschermen tegen deze factoren. In dit Handboek Hydrobiologie beperken we ons tot één van de factoren, te weten de geestelijke arbeidsbelasting. Factoren waar we niet op ingaan zijn bijvoorbeeld pesten op de werkvloer en ongewenste intimiteiten.

Geestelijke arbeidsbelasting

Elke medewerker heeft te maken met een bepaalde geestelijke arbeidsbelasting. Deze komt voort uit al het werk dat een medewerker moet doen: de hoeveelheid, de moeilijkheidsgraad, de gehanteerde kwaliteitsnormen en het werktempo (kwantiteitsnormen). Dit alles bij elkaar noemt men de werklast en dit wordt beschouwd als een neutraal begrip. Dit ligt anders bij het begrip werkdruk: een hoge werklast hoeft geen probleem te zijn, een hoge werkdruk kan dat wel zijn.

Werkdruk

Werkdruk is de toestand die ontstaat wanneer één of meer medewerkers gedurende een langere periode, een taak niet binnen de gestelde tijd of normen kunnen uitvoeren. De werkdruk is te hoog zodra deze situatie structureel is en de werknemers bovendien niets kunnen of mogen veranderen aan de achterliggende problemen, aan de normen die gesteld worden, of aan de personeelsbezetting.

Werkstress

Werkstress is een toestand van langdurige psychische overbelasting. Deze kan ontstaan door werkdruk. De kans dat werkstress ontstaat wordt ook bepaald door de zogenaamde regelmogelijkheden. Dit zijn de mogelijkheden van werknemers om invloed te hebben op het eigen werk en om problemen in het werk zelf, of met behulp van anderen, op te lossen. Het hebben van regelmogelijkheden neemt een hoop werkdruk weg en vermindert de kans op stress aanzienlijk. Een derde factor die van invloed is op het ontstaan of wegblijven van werkstress, is de mate van sociale ondersteuning binnen een organisatie. Problemen van werknemers zijn in een goed sociaal klimaat en bij een positieve manier van leidinggeven bespreekbaar en oplosbaar. Tenslotte bepaalt de individuele belastbaarheid van een persoon of hij daadwerkelijk last krijgt van werkstress. Persoonlijkheidskenmerken vormen in het omgaan met stressrisico's dus eveneens belangrijke factor.

Werkstress op het laboratorium

Ook binnen een hydrobiologisch laboratorium kunnen tal van factoren leiden tot werkstress. Voorbeelden van stressveroorzakende factoren (stressoren) zijn:

- tijdsdruk en structureel overwerk (door vaste deadlines bij de uitvoering van opdrachten);
- grote hoeveelheden werk (omdat veel opdrachten parallel worden uitgevoerd);
- slechte aansluiting tussen werk en genoten opleiding (geen specifieke opleiding beschikbaar en de constante noodzaak voor bijscholing op taxonomisch gebied);
- tegenstrijdige taakeisen (nauwkeurigheid versus snelheid);
- onvoldoende variatie in werkzaamheden;
- conflicten met het management of baanonzekerheid als gevolg van reorganisaties, fusies en dergelijke.

Om een goede indruk te krijgen van de werklast en werkdruk van individuele werknemers zijn werkoverleg, voortgangsoverleg en functioneringsgesprekken, de aangewezen instrumenten. Daarnaast kan de Arbodienst een adviserende rol vervullen door specifieke expertise ter beschikking te stellen.

4.4 VEILIGHEID

4.4.1 Inleiding

Aan het werken in een laboratorium zijn uiteenlopende veiligheidsrisico's verbonden. Omdat hydrobiologische laboratoria in het algemeen gekenmerkt worden door kleinschaligheid en een beperkt gebruik van gevaarlijke stoffen, zijn de gevaren waar medewerkers aan bloot staan doorgaans klein. Potentiële risico's mogen echter niet worden onderschat en moeten zorgvuldig in kaart worden gebracht. Daarnaast leidt het nemen van veiligheidsmaatregelen en het geven van voorlichting tot beheersbaarheid van de aanwezige risico's.

4.4.2 Risico-inventarisatie en -evaluatie (RI&E)

Elke werkgever is verplicht om te onderzoeken of werkzaamheden gevaar kunnen opleveren voor de gezondheid van medewerkers. Dit onderzoek heet een risico-inventarisatie en -evaluatie (RI&E) en bestaat uit drie delen:

- 1 inventarisatie van de gevaren;
hierbij brengt men alle eigenschappen van de arbeidssituatie in kaart die kunnen leiden tot een vermindering van de veiligheid en tot schade aan de gezondheid;
- 2 evaluatie van de risico's;
hierbij schat men in hoe groot de kans is dat gevaren optreden en welke gevolgen dit heeft voor de gezondheid;
- 3 nemen van maatregelen;
hierbij stelt men een plan van aanpak op waarin staat beschreven, hoe de gevaren weggenomen kunnen worden of hoe de kans op schade aan de gezondheid van medewerkers wordt verkleind. In het plan moet ook de termijn worden aangegeven waarbinnen de maatregelen genomen gaan worden.

De laboratoriumorganisatie mag de RI&E zelf uitvoeren. Wel moet het resultaat vervolgens getoetst worden door een gecertificeerd deskundige of door de arbodienst.

Verder gelden voor de RI&E de volgende bepalingen:

- de resultaten van de RI&E moeten schriftelijk worden vastgelegd;
- de werkgever moet een afschrift van de RI&E toesturen aan de ondernemingsraad (OR) of de personeelsvertegenwoordiging (PVT);
- indien van toepassing moet specifieke aandacht worden besteed aan bijzondere categorieën medewerkers (zoals jeugdigen en zwangeren);
- een werkgever is verplicht om bedrijfsongevallen te registreren; indien van toepassing moet aan de RI&E een ongevallenlijst worden toegevoegd;
- iedere werknemer binnen de organisatie moet kennis kunnen nemen van de resultaten van de RI&E.

Een RI&E is geen statisch instrument. Wanneer de arbeidsomstandigheden wijzigen, moet de RI&E worden aangepast of aangevuld.

Als laatste merken we op dat de RI&E van een laboratorium dat deel uitmaakt van een grotere organisatie onderdeel kan zijn van de RI&E van de totale organisatie.

4.4.3 Gevaarlijke stoffen

4.4.3.1 Algemeen

Veiligheidsinformatie

In de Wet Milieugevaarlijke Stoffen en de Arbowet staan voorschriften voor het leveren en het registreren van gevaarlijke stoffen. Op de verpakking van deze stoffen moeten etiketten zitten met veiligheidsinformatie, zoals gevaarsymbolen (zie [figuur 4.4](#)) en verwijzingen naar risico- en veiligheidszinnen (R- en S-zinnen). Meer gedetailleerde informatie kan men vinden in de veiligheidsinformatiebladen (VIB), het Chemiekaartenboek of elektronische informatiebronnen. Voor men een gevaarlijke stof gaat gebruiken moet men zich op de hoogte stellen van de potentiële gevaren.

Registratie

Er zijn uiteenlopende maatregelen mogelijk om het werken met gevaarlijke stoffen te beheersen. Uitgangspunt daarbij vormt de RI&E. In eerste instantie moeten de aard en het verbruik van de stoffen worden geïnventariseerd en vastgelegd. Daarbij geeft het *register gevaarlijke stoffen* informatie over de identiteit en de gevaren van bepaalde stoffen. Bovendien staat in dit register waar deze stoffen aanwezig zijn.

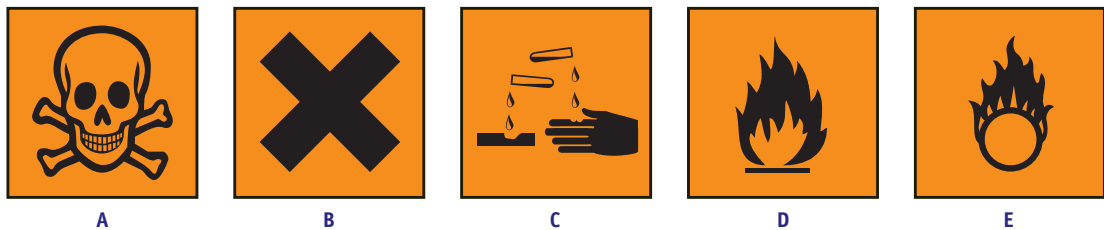
Beperking van het gebruik

Om de risico's die gepaard gaan met het gebruik van gevaarlijke stoffen te beheersen is bestrijding aan de bron het meest effectief. Bij de keuze van chemicaliën moet daarom bewust worden nagedacht of het

gebruik noodzakelijk is, of dat een vervanging door minder gevaarlijke stoffen mogelijk is. Kan dit niet, dan is de stelregel: hoe geringer het verbruik, hoe kleiner het risico. Om de risico's nog verder in te perken moeten beschermende maatregelen worden genomen.

Fig 4.4 Verschillende gevaarsymbolen en hun betekenis

a: (zeer) giftig; b: schadelijk of irriterend; c: corrosief of bijtend; d: (zeer) licht ontvlambaar; e: oxiderend.



4.4.3.2 Opslag en vervoer

Chemische stoffen slaat men op in een chemicaliënkast, of in een chemicaliënmagazijn. Bij de inrichting van de kast of het magazijn houdt men rekening met een aantal categorieën stoffen. Hieronder noemen wij de vier categorieën die relevant zijn voor het hydrobiologisch laboratorium.

Giftige stoffen

Giftige en andere stoffen waarvan het etiket is voorzien van een doodshoofd (figuur 4.4a), zoals formaldehyde, moeten worden opgeslagen in afsluitbare kasten.

Schadelijke, irriterende en bijtende stoffen

Het etiket van schadelijke stoffen is voorzien van een andreaskruis (figuur 4.4b), terwijl bijtende stoffen, zoals zwavelzuur, ook herkenbaar zijn aan een specifiek gevarensymbool (figuur 4.4c). Deze stoffen kunnen het beste worden opgeslagen in losse stalen kasten.

Brandbare stoffen

Bij stoffen uit deze categorie, bijvoorbeeld ethanol, is het etiket voorzien van een vlamsymbool (figuur 4.4d). Deze stoffen moeten worden opgeslagen in goed geventileerde, brandwerende kasten.

Reactieve stoffen

Kleine hoeveelheden van oxiderende stoffen, zoals kaliumpermanganaat (figuur 4.4e) kunnen opgeslagen worden in stalen kasten. Dit kan samen met andere chemicaliën, met uitzondering van brandbare stoffen.

Maximaal 25 kilo chemicaliën (de 'tafelvoorraad') mag buiten de brandveilige opslag bewaard worden. Hierbij moet wel speciaal gelet worden op de hoeveelheid ontvlambare stof: maximaal mag één liter ontvlambare stof per vierkante meter buiten de opslag aanwezig zijn.

Verpakkingsmateriaal kan breken of lekken. Hierdoor kunnen afzonderlijke stoffen met elkaar gaan reageren en gevaarlijke bijproducten ontstaan. Gescheiden opslag (compartimentering) en het gebruik van lekbakken is daarom zowel in een kast als in een magazijn noodzakelijk.

Alle chemicaliën die nodig zijn op een hydrobiologisch laboratorium kunnen worden bewaard in brandveilige chemicaliënkasten. Deze kasten moeten negentig minuten brandwerend zijn. Hoe groter de (werk)voorraad is, hoe groter de kast zal moeten zijn. Bij het inrichten van de kasten moet men rekening houden met de vereiste indeling in compartimenten.

Grote hoeveelheden chemicaliën kunnen ook opgeslagen worden in een chemicaliënmagazijn. Voor medewerkers die het chemicaliënmagazijn betreden, adviseren wij een aan- en afmeldingsplicht in te stellen. Mocht iemand bij het bezoek onwel worden, dan is de kans dat dit tijdig wordt opgemerkt aanzienlijk groter. In het magazijn moeten persoonlijke beschermingsmiddelen (zie [paragraaf 4.4.3.4](#)), een veiligheidsdouche en een oogdouché aanwezig zijn en verder hulpmiddelen om het opruimen van chemicaliën mogelijk te maken. Wanneer dit magazijn zich op afstand van het laboratorium bevindt, moet men zorgen voor deugdelijk vervoer. Daarbij moeten beschermende maatregelen worden genomen om risico's voor de omgeving te beperken (bijvoorbeeld bij breuk van glazen flessen).

4.4.3.3 Afvoer van chemisch afval

Afvalstoffen moeten gescheiden en in categorieën worden verzameld en afgevoerd. De aard van de categorieën (bijvoorbeeld zuren, basen, halogeenaarmer organische oplosmiddelen enz.) kan verschillen, al naar gelang de vrijkomende hoeveelheden en het bedrijf dat het afval verwerkt. Afval wordt over het algemeen verzameld in jerrycans, die voorzien zijn van een gevarensymbool en een sticker met de naam van de afvalstof(fen), de afvalstofcode en het afvalstroomnummer.

4.4.3.4 Persoonlijke beschermingsmiddelen

Naast de veiligheidsvoorzieningen in het laboratorium, zoals nooddouches, oogspoelvoorzieningen, verbandtrommels, zuurkasten en (punt)afzuiging, moet de werkgever ook persoonlijke beschermingsmiddelen (PBM) uitreiken, wanneer nodig. Dit is een verplichting in de Arbowet. Deze middelen worden op het lichaam gedragen en beschermen de gebruiker tegen uiteenlopende risico's.

Voor PBM's is een Europese richtlijn verschenen (89/686/EEG).

Persoonlijke beschermingsmiddelen zijn bedoeld en afgestemd op de individuele gebruiker. Bij de aanschaf van deze middelen moet men letten op een voldoende draagcomfort. Dit is namelijk bepalend voor de acceptatie van het middel en de consequente toepassing in de beroepspraktijk.

Laboratoriumjas

Een goed gesloten laboratoriumjas biedt bescherming tegen het spatten van gevaarlijke stoffen. Hij voorkomt de aantasting van de huid en beschadiging van kleding. De laboratoriumjas mag alleen in het laboratorium worden gedragen, om contaminatie van andere ruimten te voorkomen. De jas moet regelmatig worden gewassen.

Handschoenen

Handschoenen worden gedragen om de handen te beschermen tegen de invloed van chemicaliën. In de meeste gevallen bieden dunne wegwerphandschoenen voldoende bescherming. Bij de keuze moet men rekening houden met de 'doorslagtijd'. Deze wordt bepaald door de eigenschappen van het materiaal waaruit de handschoen is gemaakt en de aard van de chemische stof waarmee gewerkt wordt.

Veiligheidsbril

Beschadiging van het oog door spattende chemicaliën kan leiden tot blijvend letsel. Als bescherming hier tegen moet een degelijke veiligheidsbril worden gedragen, die is voorzien van zijkapjes.

4.4.3.5 Gevaarlijke stoffen in het hydrobiologisch laboratorium

In het hydrobiologisch laboratorium worden doorgaans betrekkelijk weinig gevaarlijke stoffen gebruikt, zeker in vergelijking met een chemisch laboratorium. De meest gebruikte stoffen zijn bedoeld voor het conserveren en fixeren van monsters en voor het kleuren en inbedden van (delen van) organismen bij het maken van preparaten. In [tabel 4.7](#) wordt een globaal overzicht gegeven van de meest gebruikte stoffen, hun toepassing, hun mogelijke risico's en de daarop afgestemde veiligheidsmaatregelen die genomen moeten worden.

4.4.4 Milieuzorg

Wetgeving en vergunningen

Het werken in een hydrobiologisch laboratorium belast het milieu. Daarom is in Nederland de milieuwetgeving van toepassing. Deze wetgeving omvat verschillende milieuwetten, die onder verschillende ministeries vallen. Het zijn kaderwetten. Dat wil zeggen, dat zij slechts globale voorschriften geven en dat de meest concrete milieueisen te vinden zijn in besluiten die zijn vastgesteld op grond van de wetten. Typerend voor de milieuwetgeving is het vergunningensysteem. Het toezicht van de overheid vindt in de milieuwetgeving grotendeels van te voren plaats, namelijk bij het verstrekken van een vergunning. Voor een hydrobiologisch laboratorium zijn de twee belangrijkste vergunningen:

- vergunningen krachtens de Wet Milieubeheer (Wm);
- vergunningen krachtens de Wet verontreiniging oppervlaktewateren (Wvo).

Vergunningen worden aangevraagd bij het bevoegd gezag. Voor een vergunning Wm is dat de gemeente of de provincie, voor een vergunning Wvo is dat het waterschap of Rijkswaterstaat. Bij het aanvragen van vergunningen moeten de nodige gegevens worden verstrekt over de activiteiten die in het laboratorium plaatsvinden.

Milieuzorgsysteem

Zorg voor het milieu betekent voor een laboratorium méér dan alleen het beperken van milieubelasting. Milieuzorg betekent ook streven naar 'duurzame ontwikkeling'. Dat omvat onder andere, het bevorderen van energiebesparing en het hergebruik van afvalstoffen. Om inhoud te geven aan milieuzorg kan men een milieuzorgsysteem opzetten. Aandachtspunten in zo'n systeem zijn:

- emissies naar lucht; men beperkt de emissie van gevaarlijke stoffen via de ventilatie, vanuit laboratoriumglaswerk of vanuit afvalvatjes: het laboratoriumglaswerk houdt men zoveel mogelijk gesloten, net als de afvalvatjes;
- emissies naar water; men beperkt de emissie naar het riool of oppervlaktewater door het gebruik van gevaarlijke stoffen te minimaliseren. Bij het spoelen en reinigen van glaswerk vangt men afvalstoffen op en voert die zo nodig af als gevaarlijk afval;
- opslag van gevaarlijke stoffen; hierbij gebruikt men een chemicaliënmagazijn met een specifieke inrichting (zie [paragraaf 4.4.3.2](#));
- afvoer van afvalstoffen: men scheidt de afvalstoffen, verzamelt ze in categorieën en voert ze af (zie [paragraaf 4.4.3.3](#));
- energie- en waterverbruik; men beperkt het water- en energiegebruik en maakt zo mogelijk gebruik van schone energiebronnen.

Bij het opzetten van een milieuzorgsysteem moet men verder aandacht besteden aan de manier waarop gegevens geregistreerd worden over verzamelde en afgevoerde gevaarlijke stoffen. Ook moet men omschrijven hoe de organisatie er bij calamiteiten voor zorgt dat er geen gevaarlijke stoffen in het milieu terecht zullen komen.

Tabel 4.7 Overzicht van de gevaarlijke stoffen

Overzicht van de gevaarlijke stoffen die het meest gebruikt worden in het hydrobiologisch laboratorium.

* Bij het hanteren van gevaarlijke stoffen wordt altijd een laboratoriumjas gedragen.

REAGENS	GEBRUIK	ANALYSE VAN	GEVAAR. STOF	GEVAAR	BESCHERMING*
Ethanol	Conservering	Macrofauna	Ethanol	Licht ontvlambaar, irriterend	Geen open vuur, afzuiging, handschoenen, veiligheidsbril
Formaline	Conservering	Plankton, kiezelwieren, macrofauna	Formaldehyde, methanol	Licht ontvlambaar, irriterend, giftig, kankerverwekkend	Geen open vuur, afzuiging, handschoenen, veiligheidsbril
Glutaaraldehyde	Fixatie	Fytoplankton (flagellaten)	Glutaaraldehyde	Irriterend, giftig	Afzuiging, handschoenen, veiligheidsbril
Kaliumhydroxide	Hydrolyse	Blauwwieren	Kaliumhydroxide	Bijtend	Afzuiging, handschoenen, veiligheidsbril
Kaliumpermanganaat	Oxidatie	Kiezelwieren	Kaliumpermanganaat	Oxiderend	Afzuiging, handschoenen, veiligheidsbril
Koenike-vloeistof	Conservering	Macrofauna (watermijten)	IJsazijn	Irriterend	Afzuiging, handschoenen, veiligheidsbril
Levulose-sesiroop	Opheldering	Macrofauna	Melkzuur	Irriterend	Afzuiging, handschoenen, veiligheidsbril
Lugol (alkalisch)	Conservering	Plankton, macrofauna	Kaliumjodide, jodium, natriumacetaat, ethaanzuur	Irriterend	Afzuiging, handschoenen, veiligheidsbril
Lugol (zuur)	Conservering	Plankton, kiezelwieren	Kaliumjodide, jodium, ijsazijn	Irriterend	Afzuiging, handschoenen, veiligheidsbril
Naphrax	Inbedding	Kiezelwieren	Tolueen/xyleen	Licht ontvlambaar, irriterend, kankerverwekkend	Geen open vuur, afzuiging, handschoenen, veiligheidsbril
Waterstofperoxide	Oxidatie	Kiezelwieren	Waterstofperoxide	Oxiderend, bijtend	Afzuiging, handschoenen, veiligheidsbril,
Zoutzuur	Ontkalking	Kiezelwieren	Zoutzuur	Bijtend	Afzuiging, handschoenen, veiligheidsbril
Zwavelzuur	Verkoling	Kiezelwieren	Zwavelzuur	Bijtend	Afzuiging, handschoenen, veiligheidsbril

4.4.5 Arbeidsmiddelen

4.4.5.1 Algemeen

In hydrobiologische laboratoria gebruikt men diverse apparaten en hulpmiddelen bij de uitvoering van analyses. De meest opvallende gevaren bij dit gebruik zijn van mechanische, thermische of elektrische aard.

De werkgever is verplicht om veilige arbeidsmiddelen ter beschikking stellen. Dit betekent dat er eisen moeten worden gesteld aan de constructie en het onderhoud en tevens aan de voorlichting en instructie die men geeft aan de medewerkers.

4.4.5.2 Mechanische gevaren

Arbeidsmiddelen die een mechanisch gevaar kunnen opleveren zijn bijvoorbeeld voorwerpen met scherpe snijvlakken of apparaten waarin zich bewegende delen bevinden. Zo kan een analist ietsel oplopen wanneer een orbitaalschudder (voor het resuspenderen van fytoplankton in monsterflessen), door een defect beveiligingsmechanisme gestart kan worden zonder dat de beschermkap is gesloten.

Ook het gebruik van glaswerk kan gevaar opleveren. Hoewel glas praktisch is vanwege de doorzichtigheid en bovendien bestand tegen de inwerking van chemicaliën, is de breekbaarheid een nadeel. Hierdoor kunnen niet alleen verwondingen ontstaan, maar ook gevaarlijke stoffen vrijkomen. Daarom moeten we nadenken over maatregelen om glasbreuk door stoten of vallen te voorkomen.

Bij het determineren van macrofauna gebruikt men prepareernaalden, pincetten en scalpels. Deze hulpmiddelen moeten weloverwogen gehanteerd worden om persoonlijk ietsel te voorkomen.

4.4.5.3 Thermische gevaren

Wanneer het binnenklimaat sterk afwijkt van de condities die voor de mens optimaal zijn, is sprake van een direct gezondheidsrisico. Voor het hydrobiologisch laboratorium kan men hierbij denken aan het klimaat van de koelcellen waarin monsters worden opgeslagen. Bij het betreden van koelcellen is het raadzaam om aangepaste werkkleding te gebruiken (thermisch geïsoleerd) en de verblijftijd in de koelcel te beperken.

In hydrobiologische laboratoria gebruiken we apparatuur die zoveel warmte kan afgeven, dat dit tot verbranding van de huid kan leiden. Voorbeelden zijn waterbaden, verwarmingsplaten, kookplaten en verlichtingsbronnen. Om ietsel te voorkomen moeten hittebronnen zo mogelijk buiten het normale bereik van handen en armen worden geplaatst. Bovendien moet apparatuur die (gevaarlijke) hitte afgeeft, gemarkeerd worden met een waarschuwingssticker, omdat de temperatuur niet altijd op afstand kan worden waargenomen.

4.4.5.4 Elektrische gevaren

In hydrobiologische laboratoria is het gebruik van elektrische apparatuur beperkt, zeker in vergelijking met chemische laboratoria. Toch blijken er in de praktijk vaak meer elektrische apparaten aanwezig te zijn dan men in eerste instantie denkt. Voorbeelden zijn: elektrisch bedienbare microscopen, (koud)lichtbronnen, verwarmingselementen, kookplaten, centrifuges, schudapparaten, weegschalen, waterbaden, lichtbakken, koelkasten, computers, beeldschermen en printers.

Het risico bij elektrische apparaten is het oplopen van ietsel door een elektrische schok. Om dit te voorkomen moeten de snoeren en aansluitpunten deugdelijk geïsoleerd zijn en voorzien van aarding. In het hydrobiologisch laboratorium gebruikt men elektrische apparaten vaak in combinatie met water (bijvoorbeeld het uitzoeken van macrofauna op een lichtbak). Hierbij is extra voorzichtigheid geboden.

4.4.5.5 Onderhoud arbeidsmiddelen

Om arbeidsmiddelen in een goede staat te houden (functioneel en qua veiligheid), is regelmatig (preventief) onderhoud noodzakelijk. Sommige apparaten moeten tevens periodiek gekeurd worden. Voor proceskritische en specialistische apparatuur (bijvoorbeeld microscopen) is onderhoud door de leverancier aan te bevelen. Hierbij legt men de uitgevoerde werkzaamheden vast in een apparatuurdossier. Voor kleine arbeidsmiddelen (zoals glaswerk, verwarmingselementen en prepareernaalden) is periodiek onderhoud in eigen beheer voldoende, naast voorlichting over veilig gebruik.

4.4.5.6 Keuring elektrische apparatuur

Elk apparaat dat na 1995 is geleverd moet voorzien zijn van een CE-markering. Dit betekent dat de consument er van uit mag gaan dat het apparaat voldoet aan de veiligheidseisen die gelden voor het specifieke gebruik (zoals beschreven in de gebruiksaanwijzing). De oorspronkelijk veiligheid van een apparaat (de basisveiligheid), kan echter verslechteren door slijtage, door de inwerking van vocht of chemicaliën en door incidenten (bijvoorbeeld stoten of vallen). Om er voor te zorgen dat elektrische apparatuur veilig blijft is de werkgever verplicht om een periodieke inspectie uit te voeren.

Bij de periodieke keuring van elektrische apparaten moet men vaststellen of de maatregelen om persoonlijk letsel te voorkomen nog afdoende zijn. Als uitgangspunt kunnen NEN 3140 en NEN-EN 50110-1 gehanteerd worden. De keuring moet uitgevoerd worden door een deskundige. Dit kan een medewerker van het laboratorium zijn die hierin is opgeleid (bij een gespecialiseerde instantie), of een externe deskundige met ervaring op het gebied van keuringen.

Bij de inspectie van de elektrische arbeidsmiddelen verdient het aanbeveling om uit te gaan van een plan van aanpak. Dit plan omvat de volgende onderdelen.

Inventarisatie van te keuren apparatuur

Apparatuur moet worden gekeurd wanneer de basisveiligheid dusdanig kan verslechteren dat een onveilige situatie kan ontstaan. In de praktijk geldt dit voor veel elektrische apparaten. Om een overzicht te krijgen van de aanwezige en te keuren apparatuur, is het raadzaam om een inventarislijst per laboratoriumruimte samen te stellen. Hierbij krijgt elk apparaat een uniek nummer.

Frequentie van keuring

NEN 3140 biedt een praktische methode om de tijd tussen twee inspecties te bepalen. Daarbij schat men het risico op verslechtering van de basisveiligheid in aan de hand van vier factoren:

- frequentie van gebruik (regelmatig of vaak, zelden);
- deskundigheid van de gebruiker (elektrotechnisch deskundig of ondeskundig);
- de werkomgeving (niet industrieel, industrieel, zwaar industrieel);
- de kans op beschadiging (klein, klein maar reëel, groot).

Op grond van deze inschatting worden per factor punten toegekend. De totaalscore bepaalt vervolgens de keuringsfrequentie voor het betreffende apparaat. Voor hydrobiologische laboratoria (natte werkomgeving) als geheel, geldt over het algemeen een keuringsfrequentie van eens per acht jaar.

Beoordeling van de veiligheid

De keurmeester zal bij apparatuur met een CE-markering vooral letten op eventuele verslechtering van de staat waarin de apparatuur verkeert. Bij de inspectie komen elektrische, mechanische en thermische gevaren aan bod. Criteria voor de beoordeling van de risico's zijn:

- is de isolatie intact en de isolatieweerstand hoog (voor de elektrische);
- zijn de vergrendeling en stopfuncties functioneel (voor de mechanische);
- is de afscherming voldoende (voor de thermische).

Registratie

Apparatuur die is goedgekeurd, wordt voorzien van een sticker met daarop de maand en het jaar van herkeuring. Apparatuur die niet direct hersteld kan worden, wordt voorzien van de sticker 'afgekeurd' en (tijdelijk) buiten gebruik gesteld. Daarnaast is het in het kader van kwaliteitszorgsystemen aan te bevelen om de bevindingen vast te leggen in een inspectierapport. Hierin geeft men per apparaat aan wat de veiligheidsstatus is. Deze informatie is vooral nuttig bij het in gang zetten van eventueel noodzakelijke verbeteracties.

Verbeteracties

Apparatuur die niet aan de keuringseisen voldoet en (tijdelijk) buiten gebruik is gesteld, moet worden gerepareerd of afgevoerd.

4.4.6 Bedrijfs hulpverlening (BHV)

De werkgever is verplicht om doeltreffende maatregelen te nemen op het gebied van eerste hulp, brandbestrijding en evacuatie. Hierbij moet hij rekening houden met de aard, de grootte en de ligging van het laboratorium en met de aanwezige risico's. Voor dit doel moet een BHV-organisatie opgezet worden. Deze heeft vier duidelijk omschreven hoofdtaken:

- het verlenen van eerste hulp;
- de (eerste) bestrijding van een incident (ongeval, brand of andere calamiteit);
- het organiseren van een ontruiming;
- de communicatie.

Opzet

Voor het opzetten van een BHV-organisatie zijn deskundigheid, gemotiveerd personeel en voldoende financiële middelen nodig. Voordat een BHV-project van start kan gaan is het goed om een inventarisatie te maken van alle betrokken interne en externe partijen. Vervolgens kan door het projectteam een plan van aanpak worden gemaakt dat er op hoofdlijnen als volgt uitziet:

- bepalen van het ambitieniveau (wettelijke eisen en bedrijfsdoelstellingen);
- inschatten van de aanwezige risico's op basis van de RI&E;
- bepalen van de omvang van de BHV-organisatie;
- opzetten van de BHV-organisatie opzetten (o.a. BHV-plan);
- opleiden van bedrijfshulpverleners (o.a. eerste hulpverlening, brandbestrijding);
- houden van (ontruimings)oefeningen (minimaal één maal per jaar);
- evalueren van de slagvaardigheid van de BHV-organisatie.

Onderdeel van de BHV-organisatie is het BHV-plan. Dit moet beknopt en toegankelijk van opzet zijn en in ieder geval de volgende onderwerpen behandelen:

- alarmnummer(s);
- taken, bevoegdheden en verantwoordelijkheden;
- persoonsgegevens en bereikbaarheid van BHV-ers;
- veiligheidsplannen (vluchtwegen, nooduitgangen, verzamelplaatsen, blusmiddelen);
- ontruimingsplannen (plattegronden met korte instructies);
- procedure voor externe hulpverleners (ambulance, politie);
- aanvalsplannen voor de brandweer (locatie leidingen, gevaarlijke stoffen).

Implementatie

Een BHV-organisatie is pas operationeel wanneer deze is ingebed in de organisatie. Pas dan kan men aannemen dat alle leden over voldoende middelen en vaardigheden beschikken om in geval van nood adequaat te kunnen reageren. Tegelijkertijd moeten ook de overige medewerkers binnen het laboratorium goed op de hoogte zijn van wat van hen wordt verwacht in een noodsituatie. Om dit te realiseren zijn opleiding, oefening en vooral ook voorlichting van belang.

4.4.7 Veiligheidsreglement

Het is belangrijk om duidelijk te zijn over de veiligheidsregels die binnen het laboratorium gelden. Deze regels legt men bij voorkeur vast in een veiligheidsreglement. Daarnaast is een goede communicatie van belang, om te zorgen dat de geldende regels en voorschriften ook door iedereen worden nageleefd. In een veiligheidsreglement kunnen de volgende zaken aan de orde komen:

- orde en netheid is een basisvoorwaarde voor een veilige werkomgeving; werkzaamheden moeten daarom zo georganiseerd worden dat de werkplek opgeruimd en schoon blijft;
- roken, eten en drinken is niet toegestaan in laboratoriumruimten omdat de kans bestaat dat chemicaliën op deze wijze in het maagdarmsstelsel of in de longen terecht komen. Daarnaast kunnen brandende rookwaren een ontstekingsbron zijn voor lichtontvlambare of explosieve stoffen;
- het is verboden om koelkasten, kookplaten en andere apparatuur die gebruikt wordt bij de uitvoering van laboratoriumactiviteiten in te zetten voor respectievelijk de opslag of de bereiding van etenswaren;
- het is raadzaam om regelmatig (bijvoorbeeld voorafgaand aan koffie- en lunchpauzes) de handen te wassen omdat laboratoriumtafels en -instrumenten besmet kunnen zijn met chemicaliën zonder dat dit direct waarneembaar is;
- persoonlijke beschermingsmiddelen moeten worden toegepast wanneer de aard van de werkzaamheden hier om vraagt. Wanneer schadelijke stoffen, dampen of gassen vrijkomen moet gebruik worden gemaakt van (punt)afzuiging;
- persoonlijke beschermingsmiddelen mogen in principe alleen op het laboratorium worden gedragen. Dit om besmetting van 'schone' ruimten zoals kantoren en kantines te voorkomen;
- om persoonlijk letsel te voorkomen, moeten gemorste chemicaliën, gebroken of beschadigd glaswerk direct worden opgeruimd;
- chemisch afval moet per categorie verzameld en tijdig afgevoerd worden naar de daarvoor bestemde opslagruimte;
- elke medewerker is verplicht om mee te werken aan het vrijhouden van vluchtwegen en het toegankelijk houden van blusmiddelen;
- elke medewerker moet op de hoogte zijn van het BHV-plan (of een voor de organisatie geschikte samenvatting).

4.4.8 Veiligheidsaudit

Door een goede voorlichting horen medewerkers op de hoogte te zijn van de regels voor een veilige werkomgeving. Toch worden deze voorschriften niet altijd in voldoende mate nageleefd. Men moet voorkomen dat de praktijk gaat afwijken van de regels die zijn vastgelegd, bijvoorbeeld in een veiligheidsreglement. Het is de taak van de leidinggevende om hier toezicht op te houden. Als hulpmiddel kan men van tijd tot tijd extra aandacht vragen voor de regels door een veiligheidsaudit uit te voeren. Dit geeft direct de mogelijkheid om te sturen op veilig gedrag van medewerkers.

Voor het uitvoeren van een veiligheidsaudit is het aan te bevelen gebruik te maken van een checklist en deze consequent te hanteren. Voordeel hiervan is dat bij de toetsing geen onderdelen vergeten kunnen worden. Bovendien kan men zo ook een meer systematisch beeld krijgen van (veranderingen in) de veiligheidssituatie. De veiligheidsaudit kan uitgevoerd worden door de coördinator Kwaliteit, Arbo en Milieu

(KAM), de preventiemedewerker (zie [paragraaf 4.4.9](#)), of een medewerker van het hydrobiologisch laboratorium. Wanneer onvolkomenheden worden geconstateerd zorgt de leidinggevende dat acties worden uitgezet ter verbetering van de veiligheid. Deze worden schriftelijk vastgelegd, bijvoorbeeld als bijlage van de checklist. Om bewustwording en participatie te stimuleren worden de resultaten van de veiligheidsaudit besproken met alle medewerkers van het laboratorium.

4.4.9 Preventiemedewerker

Binnen het laboratorium kan men een preventiemedewerker aanwijzen. Deze persoon ondersteunt de werkgever bij de zorg voor veiligheid en gezondheid. De preventiemedewerker levert op een laagdrempelige wijze een directe bijdrage aan het voorkomen van ongevallen en arbeidsgerelateerd verzuim. De betreffende persoon moet over voldoende deskundigheid beschikken, wat aangetoond kan worden met een certificaat. Het volgen van een specifieke cursus wordt echter niet door de Arbeidsomstandighedenwet verplicht gesteld.

Een preventiemedewerker heeft de volgende wettelijke taken, die direct voortvloeien uit de Arbeidsomstandighedenwet:

- het meewerken aan een risico-inventarisatie en -evaluatie (RI&E; zie [paragraaf 4.4.2](#));
- het adviseren over het arbeidsomstandighedenbeleid in samenwerking met de ondernemingsraad of de personeelsvertegenwoordiging.

Daarnaast kan de preventiemedewerker de volgende taken op zich nemen:

- het geven van voorlichting (over bijvoorbeeld de omgang met gevaarlijke stoffen);
- het houden van veiligheidsaudits (zie [paragraaf 4.4.8](#)).

Wanneer een werkgever niet meer dan 25 werknemers in dienst heeft, mag hij de taken van preventiemedewerker ook zelf verrichten. Bij meer dan 25 werknemers schrijft de Arbeidsomstandighedenwet sinds 1 juli 2005 voor dat één of meer werknemers als preventiemedewerker aangesteld moeten worden.

4.5 INSTRUCTIE

4.5.1 Inleiding

Hydrobiologische analyses worden in Nederland over het algemeen uitgevoerd door analisten met een opleiding op MBO- of HBO-niveau. Omdat vakgerichte opleidingen tegenwoordig grotendeels ontbreken, zullen analisten over het algemeen geschoold zijn op biomedisch, microbiologisch of chemisch gebied. Bij pas afgestudeerden is de specifieke kennis van het werkveld (hydrobiologie), hierdoor meestal beperkt of afwezig. Vanuit het perspectief van de arbeidsmarkt is het natuurlijk begrijpelijk dat analistenopleidingen weinig mogelijkheden zien om hydrobiologisch analisten op te leiden. Dit gegeven stelt laboratoria van waterschappen, drinkwaterbedrijven en adviesbureaus echter voor problemen bij het vinden van personeel dat direct inzetbaar is. In het algemeen zullen nieuwe medewerkers de benodigde kennis en vaardigheden dus in de praktijk moeten opdoen. Hydrobiologische laboratoria zullen daarom van tijd tot tijd belast worden met de verzorging van langdurige inwerktrajecten.

4.5.2 Takenpakket en competenties

De hydrobiologisch analist heeft in veel organisaties een takenpakket dat op een aantal punten afwijkt van wat in andere analytische disciplines gebruikelijk is. Dit komt omdat laboratoriumwerkzaamheden vaak worden gecombineerd met veldwerk. Globaal ziet het takenpakket van een hydrobiologisch analist er als volgt uit:

- monsterneming: fytoplankton, zoöplankton, macrofauna;
- inventarisatie: vegetatie, amfibieën;
- locatiebeschrijving: morfometrie, fysisch-chemische metingen;
- laboratoriumanalyse: determinatie fytoplankton, zoöplankton, macrofauna;
- gegevensverwerking: berekeningen, beoordelingen, dataopslag;
- rapportage: presentatie en toelichting van onderzoeksresultaten;
- kwaliteitsborging: uitvoeren eerste-, tweede- en derdelijnscontroles;
- onderhoud van apparatuur: laboratorium- en bemonsteringsapparatuur;
- onderhouden van contacten: analistenoverleg en vakverenigingen;
- ondersteunende activiteiten: opruimen, bestellingen, administratie, preventie, BHV, kwaliteitszorg.

Om het bovenstaande takenpakket met succes uit te kunnen voeren moet de analist beschikken over een aantal specifieke competenties, naast vaardigheden die tijdens de opleiding zijn verworven. De specifieke competenties worden hieronder beschreven.

Samenwerken / zelfstandigheid

Hydrobiologisch analisten maken veelal deel uit van een team van medewerkers. In gezamenlijkheid worden analyses uitgevoerd voor uiteenlopende opdrachtgevers. Dit maakt onderlinge afstemming en samenwerking noodzakelijk. Anderzijds vragen de arbeids- en kennisintensieve analyses om een grote mate van zelfstandigheid en concentratievermogen.

Doorzettingsvermogen / discipline

Bij de uitvoering van hydrobiologische analyses maken analisten vaak langdurig gebruik van microscopen. Terwijl dit op zich al doorzettingsvermogen vraagt, ondervinden analisten bovendien regelmatig determinatieproblemen. Dit vereist een volhardend karakter en het kunnen omgaan met onzekerheden.

Waarnemingsvermogen

Determinatiesleutels maken gebruik van morfologische overeenkomsten en verschillen tussen organismen. Daarbij gaat het vaak om subtiele, moeilijk zichtbare kenmerken. Hydrobiologisch analisten moeten over een goed visueel waarnemingsvermogen beschikken, zodat detailinformatie temidden van een veelheid aan morfologische structuren kan worden herkend en geïnterpreteerd.

Nauwkeurigheid

Van analisten moet worden verwacht dat zij in het belang van de opdrachtgever, werkzaamheden nauwkeurig uitvoeren en alert zijn op mogelijke fouten.

Leervermogen

Hydrobiologisch analisten moeten in staat zijn om met behulp van de beschikbare determinatieliteratuur zelfstandig hun soortenkennis verder uit te breiden. Daarbij moeten ze snel (taxonomische) informatie kunnen analyseren, verwerken en in zich opnemen.

Plannen en organiseren

Veel hydrobiologische analyses zijn tijdrovend en monsters worden veelal projectmatig geanalyseerd. Daarom moet de analist in staat zijn om zelfstandig werkzaamheden in te plannen en te zorgen voor een tijdige afronding. Taken, verantwoordelijkheden en bevoegdheden, legt men samen met de voor de functie benodigde competenties vast in een heldere functietypering. Hiermee wordt duidelijk aan welke eisen een medewerker moet voldoen. De taakomschrijving speelt ook een rol bij het werven en selecteren van nieuwe medewerkers.

4.5.3 Selectie van nieuwe medewerkers

Ervaring en belangstelling

Bij het aanstellen van nieuwe hydrobiologisch analisten geven laboratoria uiteraard de voorkeur aan medewerkers met de juiste ervaring. Deze mensen zijn echter schaars. Heeft men alleen de keuze uit onervaren sollicitanten, dan is het een pré als de kandidaat lid is van een natuurhistorische vereniging waarbinnen regelmatig flora en fauna op naam worden gebracht. Hieruit kan men niet alleen belangstelling afleiden voor het determineren, maar ook een goed waarnemingsvermogen en vertrouwdheid met determinatiewerken.

Assessment

De langdurige inwerkperiode van nieuwe medewerkers is een grote investering. Deze rechtvaardigt de uitvoering van een assessment als onderdeel van de selectieprocedure. Hierbij stelt een onafhankelijk adviesbureau vast of een kandidaat voldoende kwaliteiten bezit om de functie naar behoren te kunnen vervullen. Dit gebeurt op basis van (psychologisch) onderzoek. Een positieve beoordeling is geen garantie voor succes. Het selectieproces kan hiermee wel geobjectiveerd en met feitelijke informatie onderbouwd worden. Bij hydrobiologische laboratoria is een assessment (nog) niet gebruikelijk.

4.5.4 Inwerkprocedure

Algemene introductie

Een nieuwe medewerker moet binnen de laboratoriumorganisatie snel zijn weg kunnen vinden. Een algemene introductie is daarom noodzakelijk. Deze kan afhankelijk van de omvang van de laboratoriumorganisatie de volgende onderdelen bevatten:

- formaliteiten afhandelen met betrekking tot de aanstelling;
- werktijden en toegangsregelingen toelichten (sleutels en pasjes verstrekken);
- medewerker voorstellen aan de collega's en hun taken en bevoegdheden toelichten;
- kwaliteitsmanagementsysteem toelichten;
- kantoor- en/of laboratoriumwerkplek toewijzen;
- persoonlijke beschermingsmiddelen uitreiken;
- kantoor- en laboratoriumautomatisering beschikbaar maken;
- bestelprocedures voor onder andere chemicaliën en verbruiksartikelen toelichten;
- verwerking van laboratoriumafval en de reiniging van glaswerk toelichten;
- veiligheidsvoorschriften en bedrijfsnoodplan toelichten;
- huisreglement laten ondertekenen (met betrekking tot veiligheid, vertrouwelijkheid en de strikte toepassing van analyseprotocollen).

Binnen grotere laboratoriumorganisaties kunnen verschillende medewerkers betrokken zijn bij het inwerkprogramma. Elk verzorgt een onderdeel van het inwerkprogramma vanuit zijn eigen expertise (leidinggevende, praktijkbegeleider, KAM-coördinator enz.). Om aantoonbaarheid in het kader van een kwaliteitsmanagementsysteem conform NEN-EN-ISO/IEC 17025 te bewerkstelligen, moeten de afzonderlijke onderdelen na de introductie worden afgetekend.

Hiervoor wordt een registratieformulier uitgereikt aan de nieuwe medewerker. Na afloop van het inwerktraject wordt dit document toegevoegd aan het personeelsdossier.

Vakinhoudelijk inwerkprogramma

Naast de algemene instructie wordt een vakinhoudelijk inwerkprogramma opgesteld. Dit gebeurt in samenspraak met de nieuwe medewerker. Het programma wordt afgestemd op de specifieke analyse die verricht zal moeten worden en op de al aanwezige kennis en ervaring. Ook aan dit onderdeel van het in-

werktraject, kunnen meerdere medewerkers een bijdrage leveren, elk vanuit zijn eigen expertise. Omdat de dagelijkse begeleiding in de eerste maanden zeer intensief is (het opbouwen van soortenkennis), is het raadzaam om dit te laten doen door twee ervaren medewerkers, die elkaar daarbij afwisselen.

Het in [tabel 4.8](#) gepresenteerde schema kan model staan voor een inwerkprogramma voor onervaren medewerkers. In dit model hebben we ons beperkt tot de groepen plankton, diatomeeën en macrofauna. Bij medewerkers met meer kennis en ervaring kan men bepaalde onderdelen van het schema weglaten.

Wij bevelen aan om het inwerkprogramma tijdgebonden te maken en de vorderingen schriftelijk vast te leggen. Tussentijds vinden evaluaties plaats om de voortgang te bespreken en eventuele problemen aan de orde te stellen. Bij voorkeur houdt men deze evaluaties wekelijks. Wanneer de praktijkbegeleider de indruk heeft dat de nieuwe medewerker voldoende kennis en ervaring heeft opgedaan, moet een nadere toetsing uitwijzen of de bevoegdheid tot het zelfstandig uitvoeren van een bepaalde analyse kan worden toegekend.

Toetsing voor plankton en kiezelalgen

Voor microscopische analyses van planktonmonsters en kiezelwierpreparaten kan men als volgt een toetsing uitvoeren.

De nieuwe medewerker en een ervaren medewerker analyseren elk een aantal geselecteerde monsters, onafhankelijk van elkaar. De monsters zijn geselecteerd op variatie in soortensamenstelling. Met behulp van een statistische toetsing (cluster- of similariteitsanalyse) bepaalt men na afloop de mate van overeenkomst tussen de analyseresultaten van de afzonderlijke analisten. Vervolgens stelt men vast of de analyses van de nieuwe medewerker geaccepteerd kunnen worden, door te kijken of de mate van overeenkomst voldoet aan de norm die men daarvoor heeft gesteld. Het is raadzaam om in de eerste maanden dat een nieuwe analist zelfstandig analyses uitvoert, de bovenstaande tweedelijscontrole frequent uit te voeren (bijvoorbeeld elk vijfde monster)

Toetsing voor macrofauna

Voor de macrofauna zal de toetsing bij veel laboratoria gericht moeten zijn op twee aspecten van het werk: (1) het uitzoeken en (2) het determineren van organismen.

Voor het uitzoeken wordt de bevoegdheid toegekend wanneer een ervaren medewerker heeft vastgesteld dat er geen (of nauwelijks) organismen zijn achtergebleven, nadat de nieuwe medewerker enkele (deel) monsters volledig heeft uitgezocht.

Voor het determineren wordt per hoofdgroep een vaststaand aantal organismen (en referentiepreparaten) zelfstandig gedetermineerd. De nieuwe medewerker is bevoegd om de analyse voor de betreffende hoofdgroep zelfstandig uit te voeren, nadat een vooraf vastgesteld percentage van het aantal bestudeerde organismen correct is gedetermineerd.

Wanneer wordt gewerkt met een kwaliteitsmanagementsysteem volgens NEN-EN-ISO/IEC 17025, moet de bevoegdheid tot het zelfstandig uitvoeren van analyses schriftelijk worden vastgelegd en bekrachtigd door het management van het laboratorium. Verder schrijft de norm voor dat deze gegevens gemakkelijk opvraagbaar moeten zijn en dat de datum waarop de bevoegdheid werd toegekend is opgenomen in de informatie.

Nieuwe medewerkers zullen bij het zelfstandig uitvoeren van determinaties in het begin veel behoefte hebben aan ondersteuning; vooral bij het overwinnen van onzekerheden. Het is van belang om deze ondersteuning te bieden, maar er wel op te letten dat niet alleen de soortnaam, maar vooral ook de wijze waarop deze werd bepaald van belang is. Alleen op deze manier kan de hydrobiologisch analist zijn taxonomische kennis op een gestructureerde manier uitbreiden.

Tabel 4.8 Inwerkprogramma voor hydrobiologisch analisten

*Inwerkprogramma voor hydrobiologisch analisten, waarbij op hoofdlijnen de stappen voor verschillende laboratoriumanalyses zijn aangegeven. *fytoplankton, sieraalgen en zoöplankton.*

INWERKSTAPPEN	PLANKTON*	KIEZEL- WIEREN	MACRO- FAUNA
De algemene principes van de lichtmicroscopie toelichten en de bediening van de microscopen tonen aan de hand van bedieningshandleidingen en/of gebruiksaanwijzingen.	•	•	•
Introductie met betrekking tot de taxonomie en ecologie van de geselecteerde groep. Daarbij moeten ook de kenmerken aan de orde komen van organismen die behoren tot dezelfde klasse, orde, familie of geslacht. De introductie moet ondersteunt worden met relevante vakliteratuur, die zelfstandig bestudeerd kan worden.	•	•	•
Het bespreken van de wijze van biologische identificatie en de karakteristieken van taxonomische sleutels (veelal uitgaande van een dichotome structuur).	•	•	•
Het uitzoeken van monsters en het verzamelen van organismen op het niveau van hoofdgroepen demonstreren en samen met de nieuwe medewerker uitvoeren.			•
Medewerker zelfstandig een monster laten uitzoeken en de verzamelde organismen laten indelen op hoofdgroep. De resultaten laten controleren door een ervaren medewerker.			•
Een specifieke hoofdgroep selecteren en organismen uit deze hoofdgroep samen met de nieuwe medewerker determineren. Daarbij de determinatiestappen vastleggen en bespreken.			•
Medewerker zelfstandig organismen die behoren tot een bepaalde hoofdgroep laten determineren en de resultaten aan de hand van de vastgelegde determinatiestappen controleren.			•
Eventueel noodzakelijke voorbereidingen van monsters (homogeniseren, sedimenteren, concentreren) gezamenlijk met de nieuwe medewerker uitvoeren.	•	•	
Samen met de nieuwe medewerker enkele preparaten maken, waarna deze de benodigde handelingen zelf uitvoert.		•	•
Enkele reeds geanalyseerde monsters samen met de nieuwe medewerker bekijken, waarbij organismen vooralsnog worden bestudeerd op een hoger taxonomisch niveau.	•	•	
Telstrategieën aan de orde stellen en de benodigde (tel)hulpmiddelen demonstreren.	•	•	
Samen met de nieuwe medewerker dominante taxa tellen in reeds eerder geanalyseerde monsters. De uitkomsten van de tellingen vergelijken en bespreken.	•	•	
Aan de hand van monsters waarvan de soortensamenstelling bekend is samen met de nieuwe medewerker de juiste determinatieliteratuur selecteren en taxa gezamenlijk determineren. De determinatiestappen noteren en bespreken.	•	•	
Samen met de nieuwe medewerker enkele monsters analyseren waarin tellingen en determinaties worden gecombineerd.	•	•	
Analysevoorschrift ter beschikking stellen en dit op kritische punten bespreken met de nieuwe medewerker.	•	•	•

4.5.5 Opleiding en training

Om de kennis van medewerkers op peil te houden moet een laboratorium voldoende aandacht te schenken aan opleiding en training. Dit is een verplichting wanneer men werkt met een kwaliteitsmanagementsysteem volgens NEN-EN-ISO/IEC 17025. Daarbij inventariseert men de behoeften en laat men opleidingen volgen die aansluiten bij de aard van de werkzaamheden. Door de laboratoriumorganisatie moet de effectiviteit van de gevolgde opleidingen worden geëvalueerd.

Er bestaan voldoende opleidingsmogelijkheden voor het verder ontwikkelen van algemene vaardigheden en competenties. De mogelijkheden voor vakinhoudelijke trainingen zijn veel beperkter. Het is van belang dat analisten goed op de hoogte blijven van ontwikkelingen op het gebied van determineren. Hierbij moet men denken aan veranderingen in de naamgeving van organismen (taxonomie), publicatie van nieuwe determinatieliteratuur en aan de uitbreiding van de Nederlandse flora en fauna met exoten. De volgende mogelijkheden moeten in ieder geval worden benut voor het up-to-date houden en uitbreiden van kennis:

- specialistische cursussen volgen die regelmatig door diverse instanties worden georganiseerd; vaak naar aanleiding van het verschijnen van nieuwe determinatieliteratuur of specifieke behoeftes vanuit de doelgroep;
- vakspecialisten uitnodigen voor de overdracht van specifieke (taxonomische) kennis;
- landelijke bijeenkomsten bijwonen waarbij hydrobiologisch analisten nieuw verschenen determinatieliteratuur aan de orde stellen, kennis uitwisselen en determinatieproblemen bespreken;
- referentiecollecties en collega's raadplegen (binnen en buiten de eigen organisatie);
- websites raadplegen die gericht zijn op ecologie en taxonomie; hierbij moet worden opgemerkt dat de betrouwbaarheid van deze sites niet is gegarandeerd;
- lezingen en themadagen bijwonen om de kennis van de aquatische ecologie en taxonomie van aquatische organismen te vergroten.

4.6 LITERATUURVERWIJZINGEN EN NASLAGWERKEN

Anonymus (2002) *Kwaliteits-, arbo- en milieuzorg in het laboratorium; uitvoering, organisatie, beleid. Normen, wetten, richtlijnen, regels en kwaliteitseisen vertaald naar de dagelijkse praktijk van het chemische biologische en medische laboratorium (band III)*. Ten Hagen Stam Uitgevers, Deventer.

Anonymus (2007) *Kwaliteitshandboek en procedures*. Intern kwaliteitsdocument. Aqualab BV, Werkendam.

Anonymus (2007) *Kwaliteitshandboek*. Intern kwaliteitsdocument. Koeman en Bijkerk bv, Haren.

Anonymus (2008) *Praktijkgids Arbeidsomstandigheden*. Kluwer bv, Alphen aan den Rijn.

89/686/EEG (1989) Richtlijn persoonlijke beschermingsmiddelen.

Gallis HR, Van der Vorm JKJ (2004) *Bedrijfs hulpverlening*. Arbo informatie AI-10. Sdu uitgevers, Den Haag.

Gallis HR, Van der Vorm JKJ (2007) *Bedrijfs hulpverlening*. Arbo informatie AI-18. Sdu uitgevers, Den Haag.

NEN 2449 (2006) *Ergonomie - Ergonomische criteria voor kantoorwerktafels - Eisen voor afmetingen en uitvoering - Beproevingsmethoden*. Nederlands Normalisatie-instituut, Delft.

NEN 3140 (1998) *Bedrijfsvoering van elektrische installaties - aanvullende Nederlandse bepalingen voor laagspanningsinstallaties*. Nederlands Normalisatie-instituut, Delft.

NEN-EN 14175-2 (2003) *Zuurkasten - Deel 2: Eisen voor veiligheid en juiste werking*. Nederlands Normalisatie-instituut, Delft.

NEN-EN 50110-1 (1998) *Bedrijfsvoering van elektrische installaties - Algemene bepalingen*. Nederlands Normalisatie-instituut, Delft.

NEN-EN-ISO 9001 (2000) *Kwaliteitsmanagementsystemen - Eisen*. Nederlands Normalisatie-instituut, Delft.

- NEN-EN-ISO/IEC 17025 (2006) *Algemene eisen voor de bekwaamheid van beproevings- en kalibratielaboratoria*. Nederlands Normalisatie-instituut, Delft.
- NEN-EN 1335-1 (2000) *Kantoormeubelen - Kantoorstoelen - Deel 1: Afmetingen - Bepaling van de afmetingen*. Nederlands Normalisatie-instituut, Delft.
- Visser R (2007) *Gezondheidsrisico's van gevaarlijke stoffen*. Arbo informatie AI-31. Sdu uitgevers, Den Haag.
- Voskamp P (2007) *Kantoren*. Arbo informatie AI-7. Sdu uitgevers, Den Haag.
- Voskamp P (2007) *Werken met beeldschermen*. Arbo informatie AI-2. Sdu uitgevers, Den Haag.
- Voskamp P, Peereboom KJ (2007) *Fysieke belasting bij het werk*. Arbo informatie AI-29. Sdu uitgevers, Den Haag.
- Zwaard AW (2007) *Laboratoria*. Arbo informatie AI-18. Sdu uitgevers, Den Haag.



HOOFDSTUK 5 MEETPUNTBSCHRIJVING

Biologische gegevens krijgen pas waarde als we weten waar en onder welke omstandigheden ze verzameld zijn. Hoe diep was het water, wat was de stroomsnelheid, hoe groot was het doorzicht, hoe was het weer? Deze en nog veel meer andere karakteristieken, hebben we nodig om onze biologische gegevens te kunnen interpreteren. Niet alleen om mogelijke oorzaken van biologische veranderingen te kunnen vaststellen, maar ook om biologische beoordelingssystemen voor waterkwaliteit te kunnen ontwikkelen, rekening houdend met een variatie aan watertypen.

Voor de indeling van watertypen heeft men een aantal typologieën ontwikkeld, die we aan het begin van dit hoofdstuk presenteren. De belangrijkste zijn de KRW-typologie en de EBeo-typologie. Het grootste deel van dit hoofdstuk besteden we vervolgens aan het definiëren van meetpunt- en monstervariabelen en hoe men die op het meetpunt moet meten. Daarvoor moeten we het meetpunt eerst kunnen vinden en dat kan alleen met een juiste documentatie van het meetpunt.

5.1 INLEIDING

Meetpuntvariabelen en monstervariabelen

Bij de meetpuntbeschrijving stellen we de omstandigheden vast waaronder we de biologische monsters verzamelen. In feite gaat het over het beschrijven van de karakteristieken op en rond het meetpunt, zoals de waterdiepte, en over de condities waaronder de monsters zijn verzameld, zoals het weer, de temperatuur en de zuurgraad. De eerste categorie noemen we meetpuntvariabelen, de tweede categorie noemen we monstervariabelen. De meetpuntvariabelen gebruiken we om de habitat op en rond het meetpunt te beschrijven en het meetpunt toe te kennen aan een watertype (paragraaf 5.2). Met de monstervariabelen beschrijven we de omstandigheden waaronder het monster is verzameld. Meetpuntvariabelen zijn gekoppeld aan het meetpunt, monstervariabelen zijn gekoppeld aan het monster¹. In tabel 5.1 hebben we de variabelen volgens deze indeling opgesomd. Deze lijst kan nog gemakkelijk uitgebreid worden, bijvoorbeeld met de variabelen *expositie*, *profielbreedte* en *zichtbare vervuiling*. Met de huidige selectie hebben we geprobeerd de belangrijkste parameters te noemen. Hierbij zijn we uitgegaan van de gangbare praktijk van hydrobiologisch onderzoek en de behoefte van de verschillende beoordelingssystemen.

Vaste en variabele parameters

Zoals men ziet in tabel 5.1 maken we ook nog onderscheid tussen vaste en variabele parameters. Vaste parameters hoeven minder vaak gemeten te worden dan variabele. Meetpuntvariabelen zijn min of meer vast over een jaar. Monstervariabelen zijn altijd variabel. Vast of variabel zijn betrekkelijke begrippen, die afhankelijk zijn van de schaal waarop men kijkt en van de definitie van de variabele. Wat de tijdschaal betreft kijken we niet verder dan een jaar. Wat de ruimtelijke schaal betreft kijken we naar de karakteristieken binnen het meetvlak en daarbuiten, voor zover zij de situatie in het meetvlak beïnvloeden.

Abiotische en biotische factoren

In de ecologie maakt men vaak onderscheid tussen abiotische en biotische factoren. Voor ons is dit onderscheid niet zo zinvol en bovendien kan men filosoferen over de vraag of dit onderscheid wel zo scherp (intermezzo 5.1).

Definiëren en standaardiseren

Tot de meest gemeten parameters behoren stroomsnelheid en diepte. Beide parameters variëren over het dwarsprofiel van een water. Hierdoor en door de gebruikte, onnauwkeurige terminologie kunnen gemakkelijk interpretatieverschillen ontstaan, niet alleen tussen instanties, maar ook intern. Dit kan ertoe leiden dat deze parameters op verschillende wijze gemeten worden. Hierdoor zijn de resultaten niet vergelijkbaar en ontstaat inconsistentie in de tijdreeksen. Met een goede definitie van parameters en een standaardisatie van de meetmethode, proberen we dit te voorkomen. De InformatieDesk standaarden Water (zie hoofdstuk 2) zorgt voor landelijk uniforme definities van parameters, in de vorm van de Aquo-parameterlijsten. In 2010 verscheen de concept-parameterlijst Aquatische ecologie, die beschikbaar is via de website van IDSW (bijlage 2). De begrippen in dit hoofdstuk en deze parameterlijsten zijn afgestemd.

Handboek hydromorfologie

Het Handboek hydromorfologie geeft een overzicht van de hydromorfologische parameters die we voor de KRW moeten monitoren en beoordelen (Van Dam *et al.* 2007). Er bestaan grote overeenkomsten tussen de

¹ Een voorbeeld van een toepassing mag dit onderscheid verduidelijken: als we geïnteresseerd zijn in het effect van de zuurgraad op de verspreiding van een kiezelwiersoort, selecteren we eerst al onze gegevens op grond van de monstervariabele 'zuurgraad'. Pas in latere instantie kan het ook nodig blijken om verder te selecteren op grond van de meetpuntvariabele 'stroomsnelheid'.

parameters die in dit Handboek hydromorfologie staan en de parameters die in dit [hoofdstuk 5](#) staan beschreven. Een duidelijk verschil is dat wij met de beschrijving van het meetpunt geen hydromorfologische beoordeling op het niveau van het waterlichaam tot doel hebben. Dat is wel het uitgangspunt van het Handboek hydromorfologie. Daardoor vergt de hydromorfologische monitoring voor de KRW over het algemeen een veel grotere inspanning, zowel in de ruimte als in de tijd. Verder is voor een aantal parameters die in dit hoofdstuk beschreven worden, de methodiek in het Handboek hydromorfologie niet toereikend. Maar ook het omgekeerde komt voor: voor sommige parameters kan men gegevens uit de KRW-monitoring juist goed gebruiken in een beschrijving van het meetpunt. In dat geval hebben we dit aangegeven in de tekst over de parameter.

Definities

[Bijlage 1](#) van dit handboek geeft een verklaring van gebruikte termen. Enkele termen zijn voor dit hoofdstuk zo belangrijk, dat we ze ook hier definiëren.

- Meetpunt** Een punt waarvan de positie nauwkeurig is vastgelegd door middel van x,y-coördinaten en waaraan de resultaten van metingen en bemonsteringen worden toegekend.
- Meetvlak** Een gebied rond een meetpunt, waarin metingen of bemonsteringen worden uitgevoerd. Een synoniem in de vegetatiekunde is proefvlak.
- Monsterpunt** Een punt waar de meting of bemonstering daadwerkelijk wordt uitgevoerd, gelegen op of in de onmiddellijke nabijheid van een meetpunt en binnen het meetvlak.

Tabel 5.1 De in hoofdstuk 5 te bespreken variabelen

Onderverdeeld in twee groepen met hun aanbevolen meetfrequentie en meetwijze.

GROEP	FAST OVER EEN JAAR	MEETFREQUENTIE	IN HET VELD	OP KANTOOR
Meetpunt variabelen	Beschaduwning	2 (3)	+	
	Dikte sliblaag	2	+	
	Dwarsprofiel	2	+	
	Geologische ondergrond	1		+
	Grondgebruik stroomgebied	1		+
	Hellingshoek	2	+	
	Isolatie/Connectiviteit	1		+
	Landgebruik aangrenzende percelen	2	+	+
	Landschapstype	1	+	+
	Meandering	1		+
	Oeveraard	2	+	
	Onderhoud talud en watergang	2		+
	Permanentie	2		+
	Stromingsvariatie	2	+	
	Stroomribbels	2 / 3	+	
	Substraatvariatie	2 / 3	+	
	Waterbreedte*	2	+	+
	Waterdiepte*	2	+	+
	Wateroppervlak*	2		+

GROEP	VARIABEL OVER EEN JAAR	MEETFREQUENTIE	IN HET VELD	OP KANTOOR
Monster variabelen	Doorzicht	4	+	
	Droogval	3	+	
	EGV	4	+	
	Geur	3 / 4	+	
	Kleur	3 / 4	+	
	Kwelindicatie	3	+	
	Monsterdiepte	3	+	
	Saliniteit	4	+	
	Schoning recent	3	+	
	Stroomsnelheid	4	+	
	Temperatuur (water)	4	+	
	Vegetatiestructuur	3	+	
	Weersomstandigheden	3	+	
	Zuurgraad (pH)	4	+	
	Zuurstofgehalte	4	+	

TOELICHTING MEETFREQUENTIE

- 1 één keer per meetnetopzet (en na aanpassing)
- 2 één keer per meetjaar of meetcyclus
- 3 één keer per biologische bemonstering
- 4 minimaal zes keer per meetjaar
- * Vast volgens de definitie in dit handboek

INTERMEZZO 5.1

ABIOTISCHE EN BIOTISCHE FACTOREN

In de ecologie onderscheiden we abiotische factoren en biotische factoren. Een abiotische factor is een externe, niet-levende milieufactor. Een biotische factor komt wel *direct* voort uit de activiteit van levende organismen. Voorbeelden van abiotische factoren zijn: globale straling, temperatuur, windsterkte, grondsoort, hellingshoek, zoutgehalte, zuurgraad en voedselrijkdom (trofie). Voorbeelden van biotische factoren zijn: beschaduwning, begrazing, predatie, concurrentie en parasitisme, maar ook maaien, schonen, vissen en recreatie.

Onze meetpuntbeschrijving omvat dus vooral abiotische factoren. Voor de interpretatie van biologische gegevens zijn ook biotische factoren vaak relevant. De resultaten van een vegetatie-opname bekijkt men met andere ogen, als geconstateerd is dat de watergang kort geleden geschoond was of als er duidelijke aanwijzingen zijn gevonden voor een sterke begrazing door watervogels.

Abiotische grootheden kunnen beïnvloed worden door biotische factoren. De abiotische factor krijgt daarmee ook een biologische oorsprong, waardoor het oorspronkelijke onderscheid vervaagt. De zuurgraad verandert onder invloed van fotosynthese van algen en hogere planten. De voedselrijkdom verandert door stikstoffixerende en denitrificerende micro-organismen en door de mens.

5.2 TYPOLOGIEËN

5.2.1 Inleiding

Er bestaan in Nederland veel typologieën en coderingssystemen om landschapstypen, waaronder watertypen, te beschrijven en in te delen. Een indeling in typen, een typologie, is nodig om biologische gegevens te kunnen ordenen en mede op basis hiervan ecologische beoordelingssystemen te kunnen ontwikkelen en gebruiken.

De twee belangrijkste typologieën voor oppervlaktewater zijn de EBeo- en de KRW-typologie. In de volgende paragrafen beschrijven we beide systemen in het kort. In [paragraaf 5.2.4](#) noemen we nog enkele andere typologieën die men tegen kan komen in het hydrobiologisch onderzoek.

Controleer ieder meetjaar of de type-indeling van de meetpunten die bezocht zijn nog klopt, op basis van de recent verzamelde gegevens.

5.2.2 KRW-typologie

In december 2000 is de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) van kracht geworden. Om deze richtlijn te kunnen invoeren moest het oppervlaktewater in Nederland ingedeeld worden in typen die passen in de KRW-systematiek. Op basis van hydromorfologische criteria, zoals stroomsnelheid, vorm, oppervlakte, geologische ondergrond en waterdiepte, zijn vijftig typen binnenwateren onderscheiden ([bijlage 7](#); Elbersen *et al.* 2003). Voor elk type is vervolgens beschreven hoe het er ecologisch uit zou zien als er geen of slechts geringe menselijke invloed zou zijn geweest (Van der Molen & Pot 2007a en b, aangepast in Van der Molen *et al.* 2012). Deze beschrijvingen vormen een referentie voor de natuurlijke wateren in Nederland. Voor sloten en kanalen zijn het Maximum Ecologisch Potentieel (MEP) en de maatlaten beschreven in Evers & Knoben (2007) en, aangepast, in Evers *et al.* (2012).

In dit handboek geven we alleen voorschriften voor de KRW-parameters die men bij de gangbare hydrobiologische bemonstering kan meten. Hydromorfologische parameters waarvoor een grootschalig meetprogramma nodig is, zoals het afvoerpatroon, zijn niet opgenomen. Hiervoor verwijzen we naar de Richtlijnen Monitoring Oppervlakte water (Van Splunder *et al.* 2006). Bij natuurlijke waterlichamen die op grond van de biologische kwaliteitselementen in de zeer goede ecologische toestand verkeren, stelt men ook de hydromorfologische kwaliteit vast (Van Splunder *et al.* 2006, Van der Molen & Pot 2007a en b, Van der Molen *et al.* 2012). In [tabel 5.2](#) staan de parameters die hierbij een rol spelen en de parameters nodig om wateren in te delen volgens de KRW-typologie.

5.2.3 EBeo-typologie

De Ecologische Beoordelingssystemen Oppervlaktewater (EBeo) zijn ontwikkeld in de jaren negentig, in opdracht van de STOWA. In totaal zijn er zeven beoordelingssystemen gemaakt ([bijlage 6](#)). Enkele jaren geleden heeft men deze aangepast en in elkaar gevoegd (STOWA 2006).

De EBeo-beoordelingssystemen zijn opgezet als diagnostisch instrument voor het meten en toetsen van de waterkwaliteit op nationale schaal, als een nationaal toetsingkader. Zowel fysisch-chemische factoren als planten en dieren en hun interacties zijn onderdeel van de beoordelingssystemen.

Binnen de EBeo-systematiek is er onderscheid tussen stromende wateren, sloten, kanalen, ondiepe plassen, diepe plassen, brakke binnenwateren en stadswateren. Binnen deze hoofdtypen onderscheidt men subtypen, die van belang zijn voor een juiste toepassing van de ecologische beoordelingssystemen. In [tabel 5.3](#) staan de parameters die men moet meten om het juiste EBeo-systeem te kunnen kiezen. Hierin staan ook de abiotische parameters om de beoordeling uit te kunnen voeren, voor zover die gemeten kunnen worden tijdens hydrobiologisch veldwerk.

Tabel 5.2 Hydromorfologische en enkele andere parameters in de KRW-systematiek

Parameters nodig voor de typering van wateren zijn onderstreept, de overige kunnen dienen voor de bepaling van de hydromorfologische kwaliteit van natuurlijke wateren. Gewijzigd naar: Verdonschot & Van den Hoorn (2004).

PARAMETERGROEP	RIVIEREN	MEREN	KANALEN/SLOTEN ¹
Hydrologisch regime	<u>Breedte</u> Diepte Natte oppervlakte <u>Stroomsnelheid</u> Afvoer Kwel Riviercontinuïteit <u>Permanentie</u>	<u>Oppervlak</u> Oppervlakvariatie <u>Diepte</u> Dieptevariatie Volume Volumevariatie Verblijftijd Kwel	<u>Breedte</u> <u>Diepte</u>
Morfologie	Breedtevariatie Dieptevariatie Dwarsprofiel Lengteprofiel <u>Geologische ondergrond</u> Substraat Opgaande begroeiing Beschaduwing	Bodemoppervlak/volume Taludhoek onder water <u>Geologische ondergrond</u> Substraat Opgaande begroeiing	<u>Geologische ondergrond</u>
Fysisch-chemisch	Zuurgraad Temperatuur Zuurstofverzadiging Saliniteit Doorzicht	Zuurgraad Temperatuur Zuurstofverzadiging Saliniteit Doorzicht <u>Alkaliniteit</u>	<u>Alkaliniteit</u>

¹ De hydromorfologische kwaliteit wordt niet bepaald voor de kunstmatige wateren: kanalen en sloten. Deze zijn toegevoegd door de auteurs omdat ze wel deel uit maken van de KRW-typologie.

5.2.4 Overige typologieën

Handboek natuurdoeltypen

Het Handboek natuurdoeltypen (Bal *et al.* 1995) is voor het eerst uitgebracht in 1995 en herzien in 2001 (Bal *et al.* 2001). Met de term natuurdoeltype bedoelt men 'een in het natuurbeleid nagestreefd ecosysteem dat een bepaalde biodiversiteit en een bepaalde mate van natuurlijkheid als kwaliteitskenmerken heeft'. Het stelsel van natuurdoeltypen is bedoeld als een nationale taal voor het natuurbeleid. In het handboek staan 92 natuurdoeltypen beschreven. Hiermee geeft het boek een systematisch overzicht van ecosystemen die in Nederland in de komende decennia gerealiseerd kunnen worden. Tevens schetst het de door het natuurbeleid gewenste kwaliteit. Het stelsel van natuurdoeltypen geeft invulling aan de ecologische kwaliteitscriteria die in het natuurbeleid centraal staan: biodiversiteit en natuurlijkheid.

Tabel 5.3 Hydromorfologische en andere parameters in de EBeo-systematiek

Parameters nodig voor de typering van wateren en de bepaling van hun ecologische kwaliteit. Bron: STOWA (2006).

PARAMETERGROEP	EBEOSWA STROMENDE	EBEOSLO SLOTEN WATEREN	EBEOKAN KANALEN	EBEOMEER ONDIEPE MEREN	EBEOGAT DIEPE MEREN	EBEOBRAK BRAKKE WATEREN	EBEOSTAD STADS WATEREN
Hydrologie							
Stroomsnelheid	+						+ ¹
Morfologie							
Breedte	+					+	
Diepte				+		+	
Oppervlak				+		+	
Vorm dwarsprofiel	+						
Hellingshoek oever		+	+				
Hellingshoek onder water				+	+		+
Hellingshoek boven water							+
Beschoeiing							+
Geologische ondergrond		+	+	+			
Dikte sliblaag							+
Substraatvariatie	+						
Strijklengte				+			
Fysisch-chemisch							
Zuurstofgehalte						+	
Zuurstofverzadiging	+	+	+	+	+	+	+ ¹
Zuurgraad		+		+	+		
EGV			+				+
Doorzicht				+	+	+	+
Overige parameters							
Aanwezigheid floatlands							+
Aanwezigheid zwerfvuil							+
Oeverbegroeiing	+						
Landschappelijke ligging	+						

¹ Alleen voor deelttoets 2.

Aquatisch supplement

In het Handboek natuurdoeltypen is de natte natuur globaal beschreven. Daarom bestond er behoefte aan verder uitgewerkte natuurdoeltypen voor de waternatuur. Dit heeft geleid tot de samenstelling van de reeks 'Aquatisch supplement natuurdoeltypen'. In deze reeks zijn dertien delen

verschenen, die elk gewijd zijn aan een hoofdtype van oppervlaktewater (Alterra 2000). In totaal worden in de dertien delen 131 watertypen onderscheiden en beschreven. Het onderscheid tussen deze typen is gebaseerd op verschillen in levensgemeenschappen. De beschrijving van elk watertype kent een biotische en een abiotische component. De biotische beschrijving is beperkt tot macrofyten (vegetatie), macrofauna en vissen. De abiotische beschrijving bestaat uit een aantal parameters, waarvoor richtinggevende waarden zijn opgenomen. Voor elk watertype is de ecologisch optimale situatie beschreven.

IPI-codering

De InterProvinciale Inventarisatie-eenheden (IPI's) waren een onderdeel van de interprovinciale handleiding voor vegetatieopnamen, die begin jaren tachtig was opgesteld door de Interprovinciale Ambtelijke Werkgroep Milieu-inventarisatie. In 2005 is de lijst geheel geactualiseerd (Van Duuren 2005). Hij maakt nu deel uit van de handleiding van het Landelijk Meetnet Flora.

De IPI-lijst is een gecodeerd systeem van biotopen, landschapselementen en landschapstypen (bijlage 8). Het systeem heeft twee hoofddoelen:

- 1 een praktische richtlijn voor karteringen en beschrijvingen in het veld;
- 2 het vergemakkelijken van selecties uit de gegevensbestanden, ten behoeve van beleidsadvisering, verdere verwerking van gegevens en interprovinciale vergelijking.

Het IPI-systeem kent een hiërarchische opzet. Het bestaat uit negen hoofdeenheden. Deze hoofdeenheden zijn onderverdeeld in subeenheden en daaronder staan de feitelijke IPI's (zie bijlage 8). Vier hoofdeenheden zijn van speciaal belang voor de hydrobiologie:

- 1 300 Niet-lijnvormige open wateren;
- 2 700 Lijnvormige wateren;
- 3 800 Brongebieden en sprengen;
- 4 900 Oeverzones.

In de meetpuntbeschrijving gebruiken waterbeheerders het IPI-systeem vooral om snel de directe omgeving van het meetpunt te beschrijven (bijvoorbeeld 422 Kleinschalig akkerland), en niet voor het water zelf. Daarvoor gebruikt men de KRW- en de EBeo-typologie.

5.3 DOCUMENTATIE VAN HET MEETPUNT

Inleiding

Ook wel eens op zoek geweest naar een plasje aan de hand van onnauwkeurige coördinaten, of staan twifelen tussen het slootje links of rechts van het zandpad? Een goed monitoringsprogramma begint met een degelijke documentatie van de meetpunten. Steek eenmalig voldoende energie in het uitgebreid beschrijven van de ligging van de meetpunten. Controleer bij iedere bemonstering of deze beschrijving nog klopt en verwerk eventuele wijzigingen of aanpassingen.

De meetpuntdocumentatie bevat in ieder geval de volgende elementen:

- meetpuntcode, naam van het water, dichtstbijzijnde straat, gemeente;
- coördinaten (voor binnenwateren de Amersfoortcoördinaten);
- een uitsnede van een topografisch kaart met daarop aangegeven de ligging van het meetpunt;
- een woordelijke omschrijving van de exacte ligging van het meetpunt;
- een foto van het meetpunt in zijn directe omgeving.

De meetpuntdocumentatie is bij voorkeur digitaal, zodat hij gemakkelijk aangepast kan worden, gekopieerd naar veldcomputers, of afgedrukt voor gebruik als hard copy in het veld.

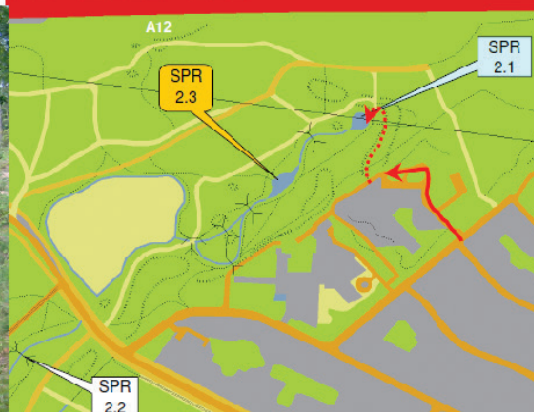
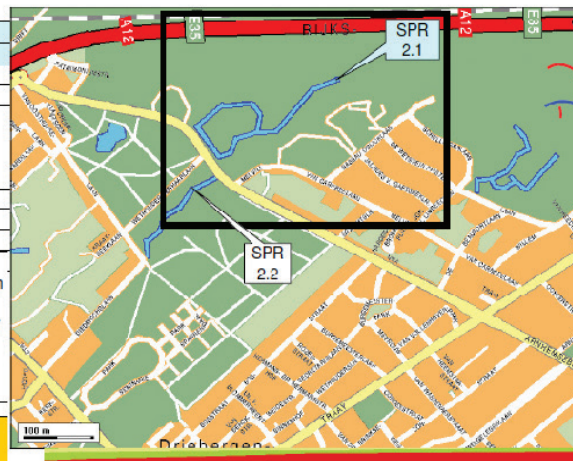
Een voorbeeld van een dergelijke documentatie staat in [figuur 5.1](#). Hieronder bespreken we de onderdelen van de beschrijving in detail. NB: we besteden hier alleen aandacht aan de documentatie die nodig is voor een goede uitvoering van het veldwerk, niet aan andere onderdelen die nodig zijn voor het beheer, zoals watertype, meetcyclus waarin het punt is opgenomen, monitoringtype, e.d.

Fig 5.1 Voorbeeld van een meetpuntdocumentatie

Bron: Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden.

Meetpuntbeschrijving:

naam meetpunt:	Grote kom
meetpuntcode:	SPR 2.1 Tevens monsterlokatie AB18.
owiscode:	20718
x-coördinaat:	148 288
y-coördinaat:	452 825
soort meetpunt:	WATERKWALITEIT
naam oppervlaktewater:	
achterliggend gebied:	
type watergang:	sprengkop
landgebruik:	
kunstenwerken:	Vanaf de Arnhemse Bovenweg te Driebergen de Melvill Carnbeelaan op en vervolgens i.a. de Nassau Odijklaan op. Daarna het terrein van verpleeghuis de Nassau Odijkhof op. Doorrijden (ontvangst goederen) tot achter op terrein (opslag vuilcontainers). Hier parkeren en te voet verder over bospad. Kort rechts, links, rechts, links heuveltje over. De ven ligt recht voor.
opmerkingen:	SPR 2.3 is géén monsterlokatie maar een plaatsaanduiding (Kleine kom).



Amersfoortcoördinaten

Voor geografische aanduidingen gebruikt men in Nederland op nationaal niveau het coördinatenstelsel van de Rijksdriehoeksmeting (ook wel RD-coördinaten genoemd). Geografische informatiesystemen (GIS), topografische kaarten en het kadaster maken gebruik van dit coördinatenstelsel. Aanvankelijk was de spits van de Onze Lieve Vrouwetoren in Amersfoort de oorsprong van dit stelsel. Daaraan is de benaming Amersfoortcoördinaten ontleend, die vooral in de veldbiologie gebruikt wordt. Het geldigheidsgebied van dit coördinatenstelsel omvat geheel Nederland en een deel van het Nederlands Continentaal Plat.

- 1 Leg de ligging van het meetpunt vast door de Amersfoortcoördinaten in drie decimalen te bepalen. Voorbeeld: $x = 153.994$, $y = 462.778$. Dit gaat eenvoudig via websites als www.waarneming.nl, of www.edugis.nl. Bij vastlegging met een GPS in het veld moet men rekening houden met een afwijking van enkele meters.
- 2 Bepaal de coördinaten van het meetpunt bij elk bezoek met een GPS en noteer deze apart in de meetpunt-documentatie. GPS-coördinaten geven aanvullende informatie voor veldwerkers.

De laatste decimaal in het bovenstaande voorbeeld geeft de positie in meters. De gewenste nauwkeurigheid hangt af van de grootte van het water. Voor kleine wateren (een poeltje of een bronnetje) is deze nauwkeurigheid gewenst, zeker als er in de onmiddellijke nabijheid nog andere poeltjes liggen. Voor een meetpunt in het midden van een meer is een dergelijke nauwkeurigheid niet nodig en kan men eventueel volstaan met twee decimalen.

Topografische kaart

Met de huidige apparatuur voor plaatsbepaling lijkt een topografische kaart overbodig. De satellietontvangst van een GPS kan echter gestoord zijn en dan valt men terug op een topografische kaart. Daarnaast geeft een topografische kaart met de meetpuntaanduiding informatie over het terrein en de aanrij- of aanlooproute. Deze informatie kan men gebruiken om het veldwerk te plannen en begroten.

- 1 Geef de ligging van het meetpunt aan op een topografische kaart met een schaal van 1:25 000. Doe dit bij voorkeur niet met een dikke stip maar met een 'toelichtingsvorm', een tekstblokje met een lijntje dat naar het meetpunt loopt (zie [figuur 5.1](#)). De topografische informatie van de directe omgeving van het meetpunt blijft dan beter zichtbaar.
- 2 In gebieden met een kleinschalige en afwisselende structuur, bijvoorbeeld woonwijken of petgat/legakker-complexen, is het raadzaam om het meetpunt daarnaast aan te geven op een grootschaliger topografische kaart, schaal 1:10 000 of groter. Hiervoor kan men gebruik maken van Google Maps of Google Earth.
- 3 Maak een voldoende grote uitsnede van het kaartbeeld en druk deze af in kleur. Voeg de afdruk toe aan de meetpuntdocumentatie.
- 4 Controleer bij het veldbezoek of de ligging op de topografische kaart enigszins overeenkomt met de coördinaten volgens GPS (rekening houdend met de GPS-afwijking) en pas de kaart zonedig aan.

Woordelijke beschrijving

Een woordelijke beschrijving van de exacte plaats van het meetpunt is bedoeld om misverstanden te voorkomen. In deze beschrijving neemt men aanwijzingen op die de situatie ter plekke verduidelijken. Geef bijvoorbeeld aan of er bovenstrooms of benedenstrooms van de stuw of de brug gemonsterd moet worden, of vanaf de vissteiger, of bij het bankje. In bebouwde omgeving kan men verwijzen naar een huisnummer, bijvoorbeeld: Angelonelaan tegenover nummer 10. Een goede beschrijving draagt bij aan een consistente bemonstering.

Foto van het meetpunt

Alleen met een foto van het meetpunt in de hand zal men met zekerheid kunnen zeggen: 'Ja, het klopt!' Daartoe moet de foto niet alleen het water, maar ook enkele karakteristieke elementen uit de omgeving van het meetpunt laten zien: een boom, een huisje op de achtergrond, een hoogspanningsmast...

Het mag duidelijk zijn dat een foto weinig informatie toevoegt als het gaat om een meetpunt midden op een meer. In zo'n geval kan men een foto achterwege laten.

- 1 Maak een overzichtsfoto waarop het meetpunt staat (ongeveer in het midden), zijn directe omgeving en de achtergrond (zie ook [paragraaf 5.7](#)).

- 2 Zorg dat op de voorgrond, achtergrond, links of rechts minstens één karakteristiek object wordt afgebeeld, zoals een pad, één of meer bomen, een brug, een huisje, ...
- 3 Geef de ligging van het meetpunt met een duidelijke stip aan op de foto.
- 4 Sla de foto op onder een naam waarin de volgende informatie is verwerkt:
 - meetpuntcode;
 - datum van opname;
 - eventueel: naam van het water;
 - eventueel: volgnummer.
- 5 Maak elk meetjaar een nieuwe foto, bij voorkeur in het groeiseizoen. Vervang de oudere foto door deze nieuwe wanneer de karakteristieken in de meetpuntomgeving ingrijpend zijn veranderd.

Overige informatie

Naast de hiervoor besproken onderdelen kan een meetpuntdocumentatie nog veel meer nuttige informatie bevatten. Hierbij kan men denken aan:

- terreinbeheerder/eigenaar (naam, adres, telefoonnummer);
- betredingsvoorwaarden (o.a. toestemming vragen en zo ja aan wie?);
- aanrij- of aanlooproute (zie [figuur 5.1](#));
- aandachtspunten (bijvoorbeeld: zachte bodem, agressieve hond);
- wijzigingen in ligging of code van het meetpunt, met ingangsdatum.

5.4 MEETVLAKGROOTTE EN MEETDIEPTE

Meetpuntvariabelen

De grootte van het meetvlak waarin men de meetpuntvariabelen onderzoekt, wordt bepaald door de grootte van het meetvlak voor de opname van vegetatie ([hoofdstuk 11](#)) en de bemonstering van macrofauna ([hoofdstuk 12](#)). In lijnvormige wateren gaat het hierbij om een meetvlaklengte van al gauw honderd meter en een breedte gelijk aan de waterbreedte plus de oeverzone. In kleine plassen en vennen gaat het om het gehele wateroppervlak en de aangrenzende oever. Een bestandsopname voor vis omvat in lijnvormige wateren nog langere trajecten. De gebruikelijke meetpuntbeschrijving is echter niet gekoppeld aan visbestandopnamen, maar aan macrofauna- of vegetatieonderzoek.

Monstervariabelen

Ook monstervariabelen meet men binnen het meetvlak voor vegetatie- of macrofaunaonderzoek. Voor sommige bepaalt men de waarde door het gehele meetvlak te onderzoeken (bijvoorbeeld droogval, kwelindicatie, schoning recent). Andere monstervariabelen bepaalt men op een enkele plaats in het meetvlak, bijvoorbeeld op het monsterpunt waar men het fytoplankton bemonstert (dit betreft bijvoorbeeld doorzicht, temperatuur en zuurgraad).

Metingen van het EGV, de zuurgraad en het zuurstofgehalte met veldmeters, voert men bij voorkeur uit op een diepte van dertig centimeter onder het wateroppervlak. Vergelijkbare waterdieptes zijn ook voorgeschreven in de Handleiding voor hydrobiologische milieu-inventarisaties (Van der Hammen *et al.* 1984) en de Australische richtlijnen voor waterkwaliteitsmonitoring (ANZECC & ARMICANZ 2000). Wanneer het water nergens in het meetvlak diep genoeg is, meet dan op de helft van de waterdiepte.

Meet zuurgraad en zuurstofgehalte bij voorkeur rechtstreeks in het oppervlaktewater en niet in een emmer die gevuld is met het oppervlaktewater. Door het vullen van de emmer belucht men het water, waardoor de waarden zullen veranderen.

INTERMEZZO 5.2

TOELICHTING OP DE BESCHRIJVING

Meetfrequentie

Tabel 5.1 geeft een overzicht van de besproken variabelen met een aanbeveling voor hun meetfrequentie. We onderscheiden vier categorieën van meetfrequentie:

- 1 éénmalig bij de opzet en aanpassing van het meetnet; het betreft kenmerken die zeer constant zijn, zoals geologische ondergrond en landschapstype;
- 2 éénmaal per meetjaar (afhankelijk van de meetcyclus, eens per jaar, of eens in de drie of zes jaar). Hierbij gaat het hoofdzakelijk om meetpuntvariabelen die jaarlijks kunnen veranderen, maar meestal niet, bijvoorbeeld landgebruik, waterbreedte, dikte sliblaag. De meting kan los staan van de hydrobiologische bemonstering, maar kan in veel gevallen gecombineerd worden;
- 3 één keer per biologische bemonstering; het betreft monstervariabelen die tegelijk met het biologisch onderzoek worden bepaald, bijvoorbeeld weersomstandigheden;
- 4 minimaal zes keer per meetjaar; h tussen de jaren weinig verschil bestaat, volstaat een meetcyclus van drie tot zes jaar. Meet wel altijd in het jaar waarin het hydrobiologisch onderzoek plaatsvindt!

Bestaande normen en voorschriften

Bij het samenstellen van dit hoofdstuk is zoveel mogelijk geprobeerd om aansluiting te zoeken bij bestaande normen en voorschriften. De naamgeving en eenheden van de beschreven parameters zijn zoveel mogelijk conform de Aquo-terminologie (IdsW, zie [bijlage 2](#)), met uitzondering van die parameters waarin Aquo (nog) niet in voorziet. In de hydrobiologische databases moet men gebruik maken van de Aquo-coderingen, voor zover deze beschikbaar zijn.

Voor dit hoofdstuk hebben we gebruik gemaakt van de volgende bronnen:

- Aquo-lex Waterwoordenboek (Aquo-lex 2008);
- CEN/TC 230/WG 2/TG 5/N 67 (2007): Waterquality - Guidance standard on assessing the hydromorphological features of lakes and reservoirs (norm in ontwikkeling);
- Handboek hydromorfologie (Van Dam *et al.* 2007);
- IAWM-Handleiding voor hydrobiologische milieu-inventarisatie (Van der Hammen *et al.* 1984);
- NEN-EN 14614: 2004: Waterquality - Guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers (Water - Richtlijn voor de beoordeling van hydromorphologische kenmerken van rivieren – november 2004);
- NEN (2008): Water quality - Guidance standard on determining the degree of modification of river hydromorphology. Draft prEN 15843.
- UK Invertebrate sampling and analysis procedure for STAR project (Environment Agency ongedateerd, based on Murray-Bligh 1999);
- Waterschap Regge en Dinkel – Veldformulier ecologisch onderzoek versie 2009 - bronnen en lijnvormige wateren.
- Waterschap Regge en Dinkel – Veldformulier ecologisch onderzoek versie 2009 - vennen, poelen, plassen etc.

5.5 MEETPUNTVARIABLEN

De volgorde waarin wij deze variabelen bespreken is gelijk aan de alfabetische volgorde in [tabel 5.1](#). Een toelichting op de gekozen meetfrequentie en een overzicht van geraadpleegde bronnen geven we in [intermezzo 5.2](#).

5.5.1 Beschaduwning

Definitie en toepassing

Onder beschaduwning verstaan we de beschaduwende werking van bomen en struiken op het meetpunt

in de loop van een dag. De mate van beschaduwing heeft invloed op het lichtklimaat onder water en daarmee op de groei van algen, oever- en waterplanten. Ook heeft beschaduwing een groot effect op de temperatuur. In de schaduw stijgt de temperatuur minder snel en fluctueert hij minder gedurende een etmaal. Via het lichtklimaat (primaire productie) en de temperatuur (oplosbaarheid) heeft beschaduwing ook effect op het zuurstofgehalte van het water. Omdat deze factoren elkaar op dit punt tegenwerken, is dit indirecte effect van beschaduwing moeilijker te voorspellen.

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Druk de mate van beschaduwing uit in percentageklassen. Bepaal de mate van beschaduwing één keer per meetjaar bij de hydrobiologische bemonstering.

Instrumentatie

Bepaal de mate van beschaduwing op basis van visuele waarnemingen.

Uitvoering

Het gaat bij deze parameter om het gemiddelde percentage beschaduwing gedurende de gehele dag (van zonsopgang tot zonsondergang). Als vijftig procent van de watervang de helft van de dag beschaduwd is, is sprake van een beschaduwingspercentage van 25 procent. Het schatten van de beschaduwing is lastig bij bewolkt weer en door het draaien van de zon. 's Ochtends vroeg kan de hele watervang beschaduwd zijn, maar midden op de dag slechts een klein gedeelte.

- 1 Schat in welk deel van het meetvlak in de loop van de dag beschaduwd is. Houd rekening met de ligging van het water ten opzichte van de wisselende zonnestand en met objecten die voor schaduw zorgen. Verdeel de dag als hulpmiddel in vier tijdvakken en schat voor elk tijdvak het oppervlakteaandeel van het beschaduwde deel in het midden van dit tijdvak (figuur 5.2).
- 2 Bepaal de gemiddelde beschaduwing per dag uit het gewogen gemiddelde van het beschaduwde oppervlak per tijdvak (zie figuur 5.2).
- 3 Noteer het gewogen gemiddelde en beschrijf de beschaduwing door een keuze uit één van de volgende vier klassen:
 - 1 minder dan tien procent: niet tot licht beschaduwd;
 - 2 tien tot minder dan veertig procent: licht tot matig beschaduwd;
 - 3 veertig tot minder dan zeventig procent: matig tot sterk beschaduwd;
 - 4 zeventig procent en meer: sterk beschaduwd.

OPMERKING

Men kan discussiëren over de vraag of *beschaduwing* een monstervariabele is of een meetpuntvariabele. Wij hebben gekozen voor meetpuntvariabele, omdat we de monsters op verschillend beschaduwde delen van een meetvlak zal kunnen nemen (in zekere zin vergelijkbaar met *stromingsvariatie* of *substraatvariatie*).

5.5.2 Dikte sliblaag

Definitie en toepassing

Slib is gedefinieerd als deeltjes met een grootte tussen 4 en 62 μm (Pasterkamp & Vermaat 2004). Deze deeltjes kunnen zowel organisch als anorganisch van aard zijn. In de praktijk kunnen we deze zuivere definitie echter moeilijk gebruiken, omdat de diameter van de deeltjes op het oog niet te bepalen is. Bovendien vallen ook kleideeltjes in deze grootteklasse.

De slibdikte wordt bij hydrobiologisch onderzoek meestal bepaald omdat het een indicatie geeft van de

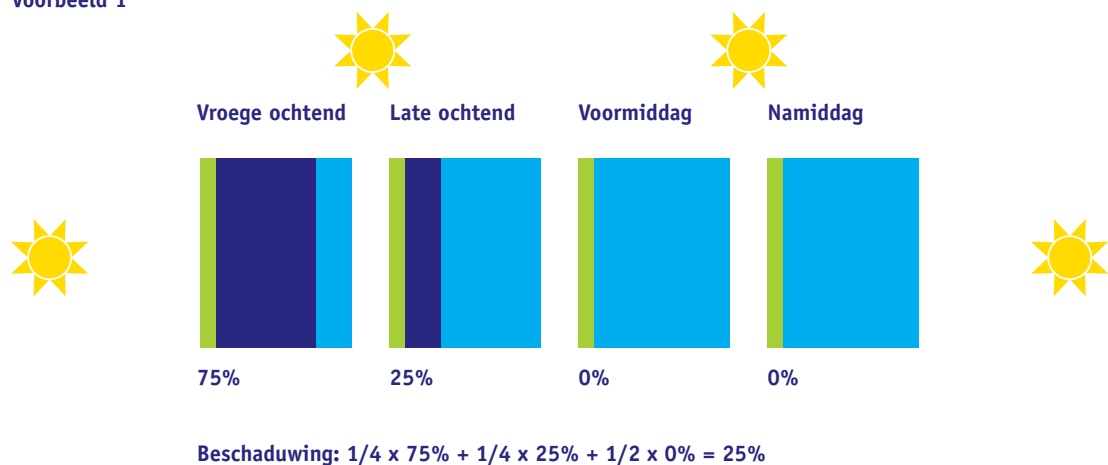
voedselrijkdom en organische belasting van een water en in het algemeen, de 'oplading' van het systeem met afbreekbaar organisch materiaal. In ondiepe wateren met een dikke organische sliblaag kan de zuurstofhuishouding slecht zijn. Dit vergroot de kans op vissterfte in warme zomers. Een zwarte kleur in de sliblaag is indicatief voor de aanwezigheid van afbreekbare organische stof.

Daarnaast onderscheidt men slib als een apart substraattype voor macrofauna.

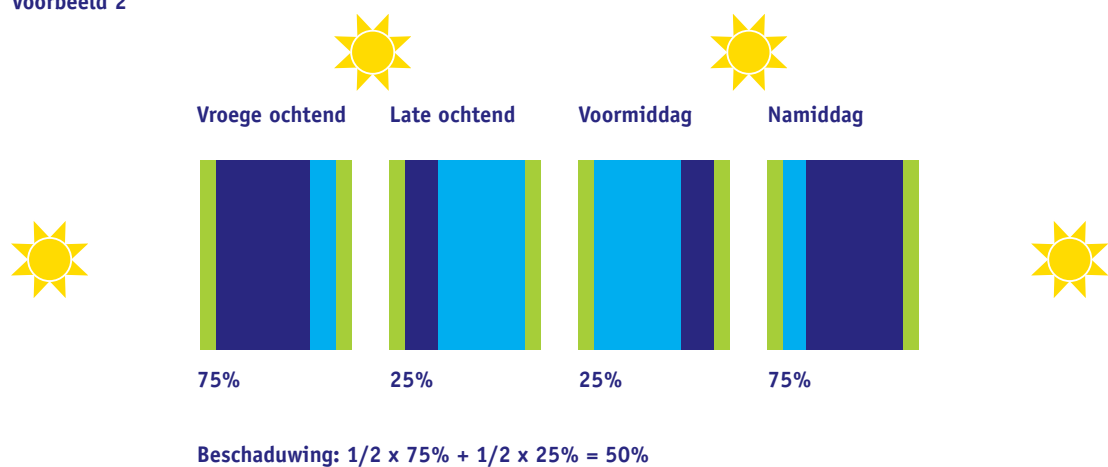
Fig 5.2 Twee voorbeelden van een schatting van de parameter beschaduwing

Als hulpmiddel is de dag ingedeeld in vier tijdvakken.

Voorbeeld 1



Voorbeeld 2



In dit handboek definiëren we de *dikte van de sliblaag* daarom als de dikte van de zachte laag organisch materiaal, die boven op de minerale ondergrond aanwezig is. Deze laag is donkergrijs tot zwart van kleur en heeft een meer of minder sterke rottingsgeur (door de activiteit van anaerobe bacteriën). De deeltjes in de laag zijn niet of nauwelijks van elkaar te onderscheiden. Wanneer er wel deeltjes te onderscheiden zijn (bijvoorbeeld kleine bladfragmenten), spreekt men van *fijne detritus*. In principe rekent men dit niet tot slib maar tot het sapropelium, evenals het substraat *grove detritus* (paragraaf 5.5.16). Een complicerende factor is dat er vele mengvormen bestaan, slib vermengd met klei, slib vermengd met fijne detritus etc. Daarnaast kan ook de bovenlaag van minerale sedimenten (vooral klei- of leembodems) heel zacht zijn. Hierdoor is in de praktijk soms heel lastig om de slibdikte zuiver te bepalen.

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Meet de sliblaag in centimeters met een nauwkeurigheid van tien procent.

Bepaal de dikte van de sliblaag eenmaal per meetjaar bij een meetcyclus van eenmaal per zes jaar.

Instrumentatie

Bepaal de dikte van de sliblaag met een peilstok met aan het eind een ronde schijf loodrecht op de stok zelf. De peilstok heeft een maatverdeling in centimeters. De ronde schijf heeft een diameter van minimaal vijf centimeter. Bij dun slib verdient het de voorkeur een grotere diameter te gebruiken (vijftien tot twintig centimeter).

Gebruik als alternatief of aanvullend (om de kleur en textuur van de sliblaag te bepalen), een doorzichtige steekbuis (inwendige diameter circa vijf centimeter) die van boven afsluitbaar is met een rubber stop, en een meetlint.

Uitvoering

- 1 Laat de peilstok langzaam zakken zonder druk uit te oefenen, totdat men enige weerstand voelt. Als het goed is heeft men dan de bovenkant van de sliblaag bereikt (wees bedacht op andere bronnen van weerstand, zoals vegetatie).
- 2 Lees de peilstok af en druk hem vervolgens door de sliblaag heen totdat men de harde ondergrond voelt.
- 3 Lees de peilstok af en bereken de dikte van de sliblaag uit het verschil van beide metingen en noteer deze.
- 4 Voer deze bepaling uit op minimaal tien punten, gelijkmatig verdeeld over het meetvlak. Gebruik zonodig een boot.
- 5 Rapporteer de gemeten minimale en maximale slibdikte, de mediane dikte en het negentig-percentiel.

Maak gebruik van een doorzichtige steekbuis met voldoende lengte, wanneer men twijfel heeft over de aard van het materiaal en er mengvormen aanwezig zijn.

- 1 Duw de steekbuis zover mogelijk in de waterbodem.
- 2 Sluit de steekbuis van boven af met een rubber stop en trek de buis rustig uit de bodem omhoog.
- 3 Laat de buis rechtop staan en meet de dikte van de bovenste zwarte laag met een meetlint.
- 4 Leeg de buis voorzichtig in een witte kunststof bak (uitzoekbak) en controleer of de gemeten laag inderdaad slib betreft. Het zwarte niet coherente materiaal moet domineren om de laag tot slib te kunnen rekenen.
- 5 Voer deze bepaling uit op minimaal tien punten, gelijkmatig verdeeld over het meetvlak. Gebruik zonodig een boot.
- 6 Rapporteer de gemeten minimale en maximale slibdikte, de mediane dikte en het negentig-percentiel.

5.5.3 Dwarsprofiel

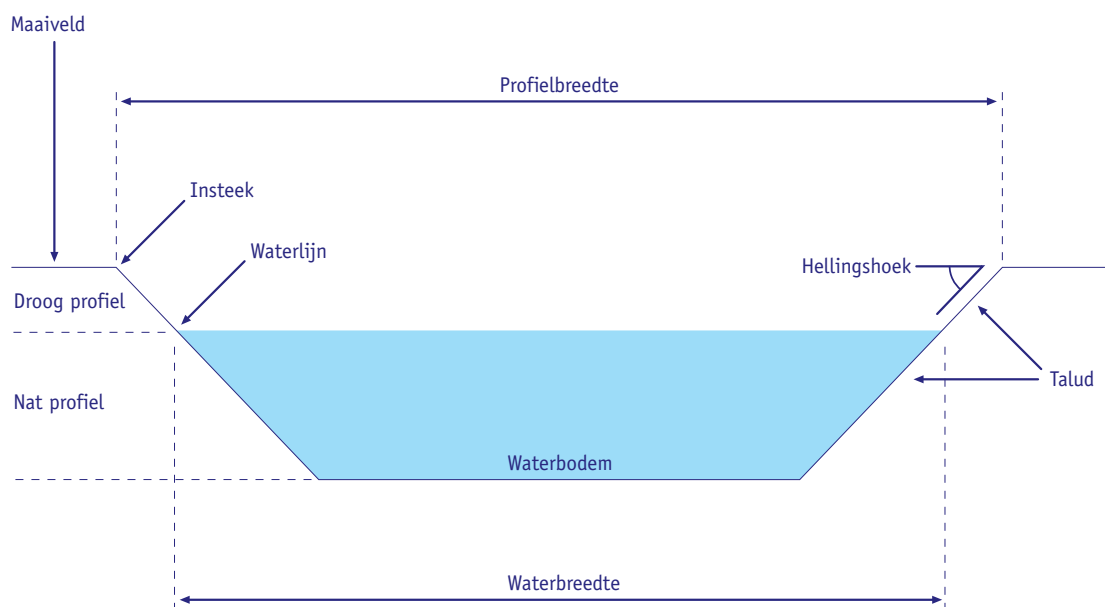
Definitie en toepassing

Het dwarsprofiel is het bodemprofiel in een dwarsdoorsnede van een watergang (Aquo-lex 2008). Het visualiseert het verloop van de waterbodem dwars op de lengterichting van de watergang of loop (figuur 5.3).

De vorm van het dwarsprofiel is een belangrijke parameter voor de hydromorfologische toestand van een waterloop. In een beekstelsel bijvoorbeeld geeft het dwarsprofiel aan in hoeverre karakteristieke beekprocessen vrij spel hebben. Verder bepaalt de vorm van het dwarsprofiel in hoeverre waterplanten en watergebonden oeverplanten zich kunnen ontwikkelen. Een steil talud onder water bemoeilijkt de uitbreiding van oeverplanten.

Fig 5.3 Dwarsprofiel van een watergang met aanduiding van enkele hydromorfologische begrippen

Het dwarsprofiel wordt bepaald door de vorm en helling van het talud vanaf de insteek en door het verloop van de waterbodem dwars op de lengterichting. In de figuur een zogenaamd trapeziumprofiel (zie ook figuur 5.3).

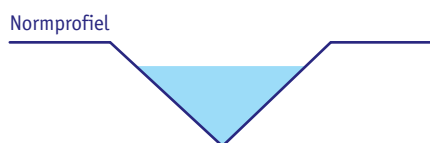


Het dwarsprofiel is een hydromorfologische parameter die men moet meten voor de KRW. Hiervoor is een apart handboek samengesteld, het Handboek hydrobiologie (Van Dam *et al.* 2007). Met eenduidige factsheets en uitgewerkte voorbeelden beschrijft men hierin hoe de monitoring kan worden uitgevoerd, wat voor soort gegevens dat oplevert en hoe deze kunnen worden vertaald naar parameterwaarden. Dit zijn geen metingen die zich lenen voor uitvoering tijdens een hydrobiologische bemonstering. Voor het bepalen van het dwarsprofiel verwijzen wij daarom naar dit Handboek hydromorfologie. Dit handboek kan men downloaden van de site van de Helpdesk Water (zie [bijlage 2](#)).

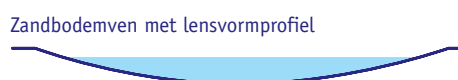
Tijdens de hydrobiologische bemonstering kan men het dwarsprofiel wel kwalitatief beschrijven, aan de hand van een serie profieltypen, met voor kunstmatige profielen de toevoeging 'onderhouden' of 'verwaarloosd' (figuur 5.4).

Fig 5.4 Een aantal veel voorkomende typen van dwarsprofielen

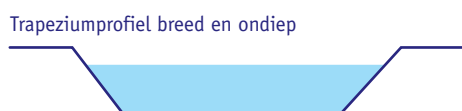
KUNSTMATIGE PROFIELEN



NATUURLIJKE PROFIELEN



NATUURVRIENDELIJKE PROFIELEN



5.5.4 Geologische ondergrond

Definitie en toepassing

De geologisch ondergrond betreft het moedermateriaal van de waterbodem. In sommige gevallen is dit hetzelfde materiaal dat aan het bodemoppervlak ligt, dus waar het substraat uit bestaat. In veel gevallen zal het moedermateriaal echter bedekt zijn met ander materiaal, bijvoorbeeld slib, fijne detritus of blad. Om beoordelingssystemen te kunnen toepassen is het meestal nodig om de geologische ondergrond te bepalen. Deze informatie gebruikt men bij de bepaling van het watertype (zie de [tabellen 5.2. en 5.3](#)).

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

De bepaling van de geologische ondergrond is kwalitatief en maakt gebruik van het beschikbare kaartmateriaal. Bepaal de geologisch ondergrond van het meetpunt eenmalig bij opzet of aanpassing van het meetnet.

Instrumentatie

De geologische kaart en/of de grondsoorten- en bodemtypenkaart van Nederland, bijvoorbeeld in de Grote Bosatlas (Wolters-Noordhoff 2001).

Uitvoering

- 1 Bepaal de geologische ondergrond met behulp van kaartmateriaal.
- 2 Maak tenminste onderscheid in de volgende typen en maak daarvoor zonodig gebruik van [tabel 5.4](#):
 - a kiezelhoudend / klei;
 - b kiezelhoudend / zand;
 - c organisch / veen;
 - d kalkhoudend / zand;
 - e kalkhoudend / löss.

In gebieden met bijvoorbeeld een klei-op-veenondergrond of een veen-op-zandondergrond kunnen wateren zijn uitgegraven tot op het veen of het zand. Ook beekafzettingen kunnen bestaan uit verschillend materiaal: zand, klei, en zelfs veen. Houd hiermee rekening door bij twijfel de ondergrond in het veld te bepalen met behulp van een steekbuis. Zie daarvoor [paragraaf 5.5.2](#).

5.5.5 Grondgebruik stroomgebied

Definitie en toepassing

Het grondgebruik in het stroomgebied van een beek of rivier is de wijze waarop de grond qua oppervlakte ingericht is voor landbouw, stedelijk gebied, natuur en eventueel water (bijvoorbeeld 79% landbouw, 15% natuur en 6% stedelijk gebied). Landbouw wordt vaak nog onderscheiden in akkerbouw en grasland. Het verschil met de parameter *landgebruik aangrenzende percelen* ([paragraaf 5.5.8](#)), is dat grondgebruik betrekking heeft op het stroomgebied, en niet op alleen de directe omgeving van het meetpunt. Grondgebruik is dan ook geen parameter die we meten tijdens de hydrobiologische bemonstering, landgebruik aangrenzende percelen wel.

Een opgave van het actuele grondgebruik is een vast onderdeel van KRW-rapportages. Het is de achtergrond van verwachtingen over het behalen van doelstellingen en van de mogelijkheden en aard van maatregelen om deze doelen te bereiken.

Informatie over het grondgebruik kan men ontleen aan de zogenaamde grondgebruikkaarten (aangeduid als LGN kaarten, wat eigenlijk staat voor Landelijke Geomorfologische Kaarten van Nederland). Ook via het webportaal van Alterra (www.bodemdata.nl) zullen in de toekomst LGN-kaarten beschikbaar zijn.

5.5.6 Hellingshoek

Definitie en toepassing

De hellingshoek is de hoek tussen het talud van een watergang en een denkbeeldige horizontale lijn ([figuur 5.3](#)). Men kan de hellingshoek op drie ecologisch relevante plaatsen langs het talud meten:

- 1 hellingshoek droog profiel;
- 2 hellingshoek rond de waterlijn;
- 3 hellingshoek nat profiel.

Tabel 5.4 Vertaling van de eenheden van de geologische kaart

Naar categorieën voor de KRW- en EBeo-typologie. Gewijzigd naar: Elbersen et al. 2003.

LEGENDA-EENHEID GEOLOGISCHE KAART VAN NEDERLAND	GEOLOGISCHE ONDERGROND VOOR KRW EN EBEO					
	Kiezelhoudend		Kalkhoudend		Organisch	
	Zand	Klei	Zand	Löss	Hoogveen	Laagveen
Holocene						
Jonge duin- en strandafzettingen				+		
Oude duin- en strandafzettingen	+					
Jonge klei (op veen of oude klei)		+				
Oude klei		+				
Laagveenafzettingen (Hollandveen)						+
Rivierklei-afzettingen (licht en zwaar)		+				
Stuifzandafzettingen	+					
Beekafzettingen	+	+				(+)
Hoogveenafzettingen					+	
Pleistocene						
Dekzandafzettingen	+					
Lössafzettingen op Tertiaire of oudere ondergrond				+		
Veen van Eemien ouderdom					+	
Glaciale afzettingen uit het Saalien en Elsterien	+					
Fluviatile zanden en grinden	+					

De hellingshoeken nat talud en rond de waterlijn zeggen iets over de ontwikkelingsmogelijkheden voor ondergedoken waterplanten en watergebonden oeverplanten. De hellingshoeken waterlijn en droog talud geven aan hoe gemakkelijk het water bereikbaar is vanaf de oever, of de oever vanuit het water (bijvoorbeeld voor amfibieën of zwemmende zoogdieren).

In het gegevensbestand moet altijd duidelijk zijn welke hellingshoek is gemeten!

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

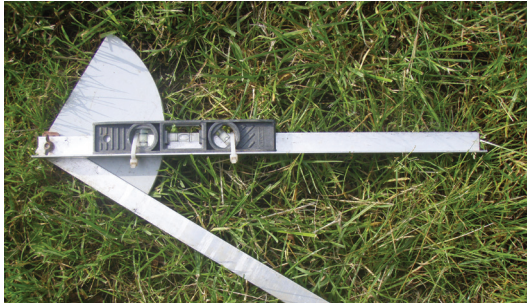
Meet of bereken de hellingshoek in graden op vijf graden nauwkeurig. Meet de hellingshoek eenmaal per meetjaar bij een meetcyclus van eens per drie of zes jaar. Wanneer de hellingshoek varieert binnen het opnametraject, meet dan de maximale, minimale en meest voorkomende hoek en sla de waarden apart op in de database.

Instrumentatie

Bepaal de hellingshoek in het veld met een hellingshoekmeter (clinometer, zie bijvoorbeeld [figuur 5.5](#); minder geschikt voor onder water) of met behulp van een peilstok met aan het eind een ronde schijf (diameter vijf tot twintig centimeter) om wegzakken in de waterbodem te voorkomen.

Fig 5.5 Voorbeeld van een zelfgemaakte hellingshoekmeter (clinometer)

Op de horizontale arm ligt een waterpas, op de andere arm is een gradenboog bevestigd. Hierop kan de hellingshoek afgelezen worden als deze arm op het talud gelegd wordt.



Uitvoering

In [figuur 5.6](#) is aangegeven hoe men de hellingshoek bij verschillende typen oevers moet meten. Het is niet altijd duidelijk welke hellingshoek men voor een beoordelingssysteem moet meten. Meet daarom zowel de hellingshoek van het droge talud, die van het natte talud, en die op de waterlijn. Deze laatste is gelijk aan de hellingshoek van het droge, dan wel van het natte profiel, al naar gelang de oevervorm ([figuur 5.6](#)) en droogval. Wanneer de oever ter hoogte van de waterlijn beschoeid is of afgeslagen, is de hellingshoek negentig graden. Noteer de gegevens altijd met vermelding van het deel van het talud waar de hoek gemeten is (bijvoorbeeld: *Hellingshoek natte profiel*, of *Hellingshoek waterlijn*).

Hellingshoek droog profiel

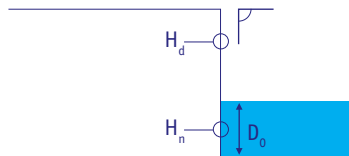
- 1 Meet de hellingshoek in het veld met een hellingshoekmeter of peilstok.
- 2 Voer de meting uit op één of meerdere plekken binnen het meetvlak, afhankelijk van de variatie in het talud, op de volgende wijze:
 - a bij afwezigheid van duidelijke variatie (bijvoorbeeld een goed onderhouden normprofiel): meet de hellingshoek op één plek;
 - b bij duidelijke variatie (of verschil tussen beide oevers): kies op het oog een plek met de kleinste hellingshoek, een plek met de grootste en een plek met de meest voorkomende hellingshoek en meet de hoeken op deze drie plekken.
- 3 Noteer de gemeten hoek(en) in graden als meest voorkomende (voor situatie a), of als kleinste, grootste en meest voorkomende hellingshoek (voor situatie b).

Hellingshoek nat profiel

- 1 Bepaal de waterdiepte in meters met een peilstok op één meter uit de oever (waterlijn).
- 2 Voer deze meting uit langs beide oevers in het meetvlak, op minimaal vier plekken gelijkmatig verdeeld langs elke oever, als er variatie in het oevertalud bestaat.
- 3 Bereken de tangens van de hellingshoeken (waterdiepte : afstand tot de oever = waterdiepte : 1) en vervolgens de hellingshoek in graden. Dit kan met behulp van een rekenmachine of de arctangensfunctie in spreadsheets (vermenigvuldig zonodig met $180/\pi$ om de hellingshoek in radialen om te rekenen in graden).
Voorbeeld: waterdiepte is 0,2 meter $\rightarrow$ tangens is 0,2 $\rightarrow$ arctangens van 0,2 is 11°
- 4 Noteer de kleinste, de grootste en de gemiddelde hellingshoek in graden waarbij de resultaten voor beide oevers samengenomen worden.

Fig 5.6 Het meten van de hellingshoeken droog en nat profiel, bij verschillende oevervormen

De hellingshoek is in sommige gevallen gelijk aan de hellingshoek van het droge profiel en in de andere gevallen aan die van het natte profiel.

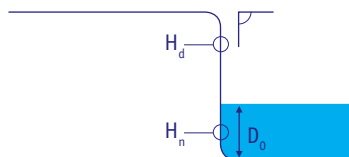


Loodrechte oever (kademuur)

Hellingshoek droog talud, $H_d = 90^\circ$

Hellingshoek nat talud, $H_n = 90^\circ$

Waterdiepte langs oever, $D_0 = x$ m

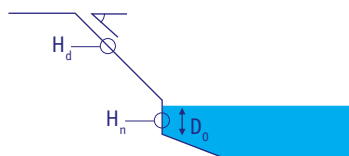


Loodrechte of holle oever

Hellingshoek droog talud, $H_d = 90^\circ$

Hellingshoek nat talud, $H_n = 90^\circ$

Waterdiepte langs oever, $D_0 = x$ m

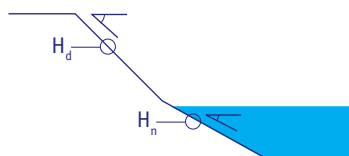


Schuine oever met beschoeiing

Hellingshoek droog talud, $H_d = x^\circ$

Hellingshoek nat talud, $H_n = 90^\circ$

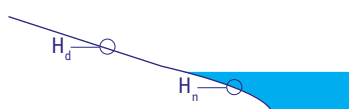
Waterdiepte langs oever, $D_0 = y$ m



Schuine oever zonder beschoeiing

Hellingshoek droog talud, $H_d = x^\circ$

Hellingshoek nat talud, $H_n = y^\circ$

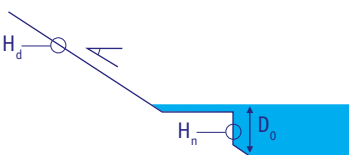


Schuine oever met afslagooever

Hellingshoek droog talud, $H_d = x^\circ$

Hellingshoek nat talud, $H_n = 90^\circ$

Waterdiepte langs oever, $D_0 = y$ m



Plasberm-oever

Hellingshoek droog talud, $H_d = x^\circ$

Hellingshoek nat talud, $H_n = 90^\circ$

Waterdiepte langs oever, $D_0 = y$ m

5.5.7 Isolatie/connectiviteit

Definitie en toepassing

Met isolatie bedoelt men de mate waarin het water is gescheiden van ander oppervlaktewater (dus niet van grondwater). Is het water verbonden met andere wateren, zitten er kunstwerken in het systeem die een barrière vormen voor vis of hebben we te maken met een plasje dat alleen gevoed wordt door grond- en regenwater. De mate van isolatie geeft een aanwijzing over het gemak waarmee soorten zich kunnen verspreiden van en naar het meetpunt (dispersie en kolonisatie). Daarnaast komen we te weten in hoeverre de waterkwaliteit beïnvloed kan worden door ander oppervlaktewater.

Connectiviteit is de mate waarin het water is verbonden met ander oppervlaktewater. Daarmee is het dus eigenlijk het tegengestelde van isolatie.

Het doorbreken van isolatie of met andere woorden, het verbeteren van de connectiviteit, is een middel om de verspreiding van soorten over een watersysteem te verbeteren. Hierbij kan het ook gaan om de verspreiding van diadrome vis. Dit is vis die voor zijn voortplanting migreert tussen zoetwater en de zee (zie [hoofdstuk 13](#)).

Voor het bepalen van de isolatie/connectiviteit van een meetpunt moet men vaststellen op welke ruimtelijke schaal men kijkt. In de KRW-Verkenner maakt men onderscheid tussen de barrières die zich bevinden in het waterlichaam en de barrières die zich bevinden in aangrenzende andere waterlichamen, op de trekroute van migrerende vis. Vissoorten in de kleinere beektypen, zoals Beekprik, migreren voornamelijk binnen het beekstelsel. Voor deze beektypen² kijkt men daarom alleen naar barrières in het betreffende waterlichaam. Grotere beken en riviertjes worden benut door echte trekvissen, die vanuit andere watertypen (grotere rivieren) intrekken, zoals de Winde. Voor deze watertypen telt men ook de migratiebarrières mee die aanwezig zijn in waterlichamen op de trekroute van deze vissen.

Voor de meetpuntbeschrijving hebben we dit als volgt vertaald:

- bij plassen en meren: isolatie/connectiviteit is de mate van verbinding tussen het water waarin het meetpunt ligt en ander oppervlaktewater (andere plassen, beken of rivieren);
- bij beken van de KRW-typen R4 en R9: isolatie/connectiviteit is de mate van verbinding tussen het beektraject waarin het meetpunt ligt en benedenstroomse trajecten;
- bij overige lijnvormige wateren: isolatie/connectiviteit is de mate van verbinding tussen het water waarin het meetpunt ligt en ander oppervlaktewater op de route van trekvissen.

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Leg de mate van isolatie/connectiviteit eenmalig vast. Controleer de gegevens eens per zes jaar en let bij iedere bemonstering op veranderingen die betrekking hebben op deze parameter. Pas de gegevens aan bij wijzigingen.

Instrumentatie

Maak gebruik van leggergegevens (GIS), topografische kaarten (1:25.000) of Google Earth en vul deze gegevens zo nodig aan met veldwaarnemingen. Bij twijfel raadpleegt men de hydrologen van de waterbeheerder.

² Dit zijn de typen R4 en R9 en eventueel R11, R13 en R17.

Uitvoering

- 1 Leid de mate van isolatie/connectiviteit af uit de leggergegevens en uit topografische informatie (waterkaart, Google Earth). Raadpleeg bij twijfel experts.
- 2 Maak voor de beschrijving een keuze uit één van de volgende zes mogelijkheden (Van der Hammen *et al.* 1984):
 - 1 open;
 - 2 half gesloten;
 - 3 geheel afgesloten;
 - 4 periodiek afgesloten met de mogelijkheid tot aan- en afvoer (bijvoorbeeld door een gemaal);
 - 5 periodiek afgesloten met aanvoer van water (bijvoorbeeld door een duiker);
 - 6 periodiek afgesloten met afvoer van water (bijvoorbeeld door een stuw).

5.5.8 Landgebruik aangrenzende percelen**Definitie en toepassing**

Het landgebruik op de aangrenzende percelen kan op diverse manieren invloed hebben op het oppervlaktewater en de ontwikkeling van flora en fauna. Het is dus van belang dit landgebruik goed vast te leggen. Uit de praktijk is gebleken dat er gemakkelijk misverstanden ontstaan bij de beschrijving van het landgebruik. Wanneer langs een watergang een smalle strook grasland ligt die dient als onderhoudspad of hondenuitlaatplaats, maar aangrenzend ligt een woonwijk, is het landgebruik dan wonen of grasland? Hiervoor moet een duidelijke richtlijn komen. Een goede basis om het landgebruik op het aangrenzende perceel vast te leggen, biedt het in [paragraaf 5.2.4](#) genoemde IPI-systeem (zie ook [bijlage 8](#)).

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Leg het landgebruik van de aangrenzende percelen één keer per meetjaar of meetcyclus kwalitatief vast. Let bij iedere bemonstering op veranderingen in het landgebruik en pas de gegevens aan bij tussentijdse wijziging.

Instrumentatie

Stel het landgebruik visueel vast in het veld.

Uitvoering

- 1 Bepaal het landgebruik op de aangrenzende percelen tot op een afstand van ongeveer honderd³ meter buiten de begrenzing van het meetvlak (beide oevers).
- 2 Beperk je hierbij tot de voornaamste vormen van landgebruik (minstens twintig procent van de oppervlakte van het aangrenzende gebied).
- 3 Ga voor de beschrijving uit van de IPI-codering ([bijlage 8](#)) en kies voor de meest informatieve mogelijkheid (bijvoorbeeld 434 Tarweakkers, en niet 430 Graanakkers, als duidelijk sprake is van bouwland met Tarwe).
- 4 Noteer de gekozen IPI-eenheden op volgorde van afnemende dominantie.
- 5 Bepaal in agrarisch gebied het landgebruik midden in het groeiseizoen en niet in de winter.

5.5.9 Landschapstype**Definitie en toepassing**

De parameter landschapstype heeft een duidelijke relatie met *landgebruik*. Met landschapstype beschrijven we de omgeving echter op een hoger, landschapsecologisch niveau (bijvoorbeeld 422 Kleinschalig akkerland, in plaats van 441 Aardappelakkers). Ook deze parameter gebruikt men om verschillen in de flora en fauna, tussen wateren of in de tijd, te kunnen verklaren.

³ Het Handboek hydromorfologie gaat uit van een afstand van vijf meter bij beken en kleine rivieren en twintig meter bij grotere rivieren. Voor de interpretatie van biologische gegevens raden wij een grotere afstand van circa honderd meter aan.

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Leg het landschapstype van het aangrenzende gebied één keer per meetjaar kwalitatief vast. Let bij iedere monstername op veranderingen in het landschapstype en pas de gegevens aan bij tussentijdse wijziging.

Instrumentatie

Stel het landschapstype visueel vast in het veld.

Uitvoering

- 1 Bepaal het landschapstype in het aangrenzende gebied tot op een afstand van honderd meter buiten de begrenzing van het meetvlak (beide oevers).
- 2 Beperk je hierbij tot de voornaamste landschapstypen (minstens twintig procent van de oppervlakte van het aangrenzende gebied).
- 3 Ga voor de beschrijving uit van de IPI-codering ([bijlage 8](#)) en kies voor de mogelijkheden die iets zeggen over het landschapstype, zonder de specifieke details die we vastleggen met de parameter landgebruik (bijvoorbeeld 110 Broekbossen, 190 Kap-, storm- en brandvlakten en bosaanplant of 421 Grootschalig akkerland). Dus geen details die jaarlijks kunnen veranderen.
- 4 Noteer de gekozen IPI-eenheden op volgorde van afnemende dominantie.

5.5.10 Meandering

Definitie en toepassing

Beken en rivieren hebben van nature de neiging zich slingerend door het landschap te bewegen. Dit heet meanderen. De mate waarin dit gebeurt, hangt onder andere af van het verhang over het traject en de aanwezigheid van (natuurlijke) obstakels. Door de mens zijn veel beken en rivieren recht getrokken en vastgelegd. Met de parameter meandering beschrijft men de mate waarin de morfologie van een beek of rivier in de lengterichting onder menselijke invloed is veranderd. In het Handboek hydromorfologie bepaalt men de mate van meandering op waterlichaamniveau door de verhouding te berekenen tussen de lengte van de huidige loop en zijn lengte op historische kaarten (Van Dam *et al.* 2007). Dit zegt iets over de natuurlijkheid van de loop, maar niet direct iets over zijn tegenwoordige morfologie.

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Leg de mate van meandering eenmalig vast. Controleer de gegevens eens per zes jaar en let bij iedere monstername op veranderingen die betrekking hebben op deze parameter. Pas de gegevens aan bij wijzigingen.

Instrumentatie

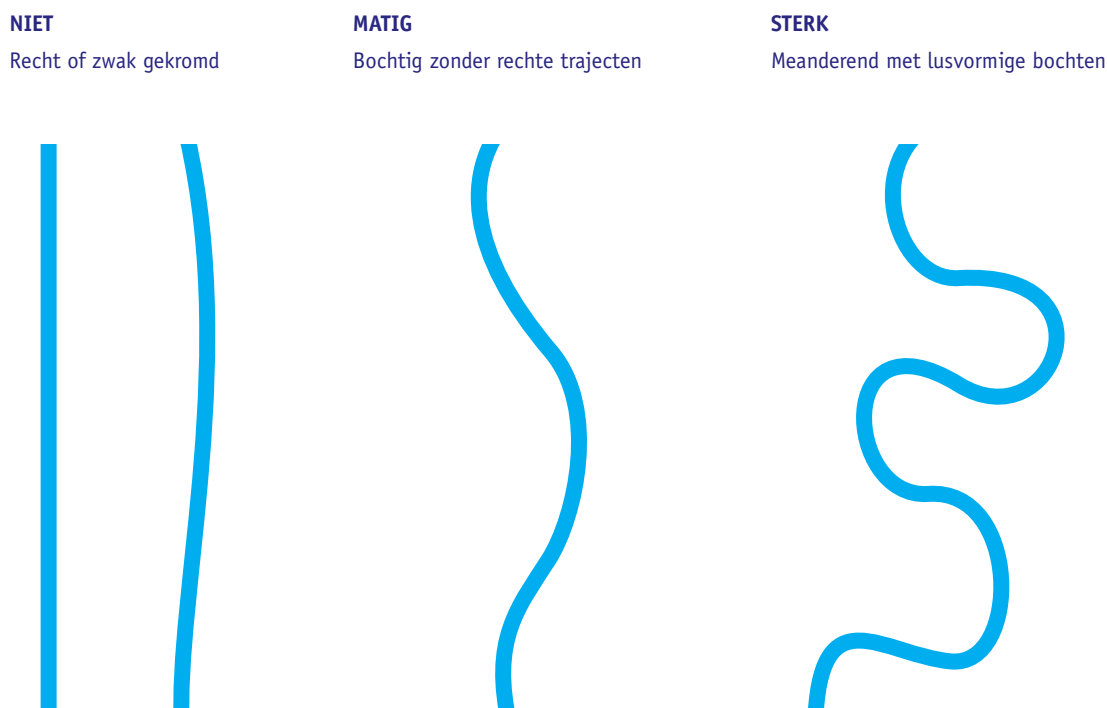
Beschrijf deze parameter kwalitatief op basis van visuele waarnemingen. Betrek, wanneer nodig, aanvullende informatie van topografische kaarten of Google Earth.

Uitvoering

- 1 Beschrijf de mate van meandering binnen een traject van circa vijfhonderd meter stroomopwaarts van het meetpunt, inclusief het meetvlak zelf.
- 2 Kies hiervoor uit een van de volgende drie klassen aan de hand van [figuur 5.7](#):
 - 1 niet (recht tot zwak gekromd);
 - 2 matig (bochtig);
 - 3 sterk (meanderend).

Fig 5.7 Drie klassen meandering

Voor het schatten van de mate van meandering van beek- of riviertrajecten onderscheiden we drie klassen: niet, matig en sterk.



5.5.11 Oeveraard

Definitie en toepassing

Met de aard van de oever bedoelt men de wijze waarop de oever is ontstaan en ingericht. Voor de ontwikkelingsmogelijkheden van flora en fauna maakt het veel uit of de oever min of meer natuurlijk is, of voorzien van een beschoeiing.

Om oevers te beschrijven maakt men veelal gebruik van termen als 'natuurlijk, half natuurlijk, beschoeid, vastgelegd' etc. Een term als 'beschoeid' is duidelijk maar over andere kunnen misverstanden ontstaan. Hierdoor kan het moeilijk zijn om zich een voorstelling te maken hoe de oever er werkelijk uit ziet. Dat kan men natuurlijk het beste documenteren met foto's. Voor de toepassing van biologische gegevens is een typologie ook nodig (bijvoorbeeld zoals het IPI-systeem). Alleen als men oevers toe kan kennen aan typen, kan men onderzoek doen naar de relatie tussen de oeverinrichting en het voorkomen van soorten of levensgemeenschappen.

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Beschrijf de vorm van de oever en de beschoeiing kwalitatief door een keuze te maken uit een aantal vaste mogelijkheden. Doe dit eenmaal per meetjaar in een meetcyclus van zes jaar

Instrumentatie

Beschrijf de aard van de oever en de beschoeiing op basis van visuele waarnemingen en gebruik eventueel een (digitale) fotocamera.

Uitvoering

- 1 Geef voor beide oevers in het meetvlak aan of deze natuurlijk zijn of gevormd door de mens. Maak vervolgens een keuze uit de volgende typen of voeg een type toe indien nodig; in een meetvlak kunnen meerdere typen aanwezig zijn:
 - a natuurlijk:
 - 1 oever kaal (eventueel te combineren met één van onderstaande typen);
 - 2 oever begroeid met bomen;
 - 3 oever begroeid met struiken;
 - 4 oever begroeid met gras- of kruidachtige vegetaties.
 - b plasberm (door mensen aangelegde ondiepe zone).
 - c beschoeid:
 - 1 damwand beton;
 - 2 damwand metaal;
 - 3 schanskorven;
 - 3 houten palenrij;
 - 4 klampschotten (houten palen met daartussen horizontale planken);
 - 5 wilgentenen.
 - d kademuur (gemetselde muur).
 - e niet-natuurlijk overige:
 - 1 losse stenen (stortstenen);
 - 2 vastgelegde stenen (o.a. grasstenen);
 - 3 betonplaten;
 - 4 vooroever.
 - f anders.
- 2 Noteer de oevervorm(en) en aard van de oeerverdediging. Doe dit voor beide oevers apart indien beide oevers verschillend zijn.
- 3 Geef de plaats van de oeerverdediging in het dwarsprofiel duidelijk aan op een situatieschets.

Opmerking

De hoogte ten opzichte van de waterlijn is belangrijk voor oeervervegetatie en amfibieën. Een beschoeiing waarvan de bovenzijde zich ver onder het wateroppervlak bevindt, heeft een minder negatieve invloed dan een beschoeiing die zich tot boven de waterlijn voortzet. Om deze informatie ook in een database op te kunnen nemen, werkt men een type d) uit, zoals hierboven aangegeven.

5.5.12 Onderhoud talud en watergang**Definitie en toepassing**

De wijze waarop een watergang wordt onderhouden kan een groot effect hebben op het voorkomen van flora en fauna. Door intensief onderhoud verdwijnen plantensoorten en kan een klein aantal soorten gaan domineren. Belangrijke aspecten van het onderhoud zijn de maaifrequentie, de maaiperiode, de fasering van het onderhoud in ruimte en tijd, de gebruikte machines (maaimethoden) en de baggerfrequentie.

Deze aspecten kan men niet bepalen tijdens een hydrobiologische bemonstering. Wel moet men bij elk bezoek letten op recent onderhoud. Als kort geleden geschoond is, moet men geen vegetatie opnemen, of macrofauna bemonsteren. Doet men dit toch dan kan men niet om de monstervariabele *schoning recent* heen ([paragraaf 5.6.9](#)).

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Leg het onderhoud eenmalig vast en voer vervolgens eens per zes jaar een update uit. Het onderhoud ligt vaak voor langere tijd vast. Pas de gegevens aan bij tussentijdse wijzigingen.

Instrumentatie

Maak gebruik van de leggergegevens (GIS) en de informatie uit beheer- en onderhoudsplannen van de waterbeheerder.

Uitvoering

- 1 Beschrijf het onderhoud per meetpunt op grond van de leggergegevens en de beheer- en onderhoudsplannen. Geef aandacht aan de volgende aspecten:
 - 1 maaifrequentie taluds droog profiel;
 - 2 maai/schoningsfrequentie watergang;
 - 3 baggerfrequentie watergang;
 - 4 maaimethode taluds;
 - 5 maai/schoningsmethode watergang (fasering, werktuig);
 - 6 baggermethode watergang (fasering, werktuig).
- 2 Noteer de frequenties in klassen, bijvoorbeeld:
 - 1 minder dan één keer per jaar;
 - 2 één keer per jaar;
 - 3 twee keer per jaar;
 - 4 meer dan twee keer per jaar.
- 3 Maak afspraken met de onderhoudsdienst over het melden van tussentijdse wijzigingen in het onderhoud.

5.5.13 Permanentie

Definitie en toepassing

Met permanentie bedoelt men de mate waarin een water gedurende het hele jaar watervoerend is. Wanneer een water minimaal eenmaal per twee jaar droogvalt, is het niet permanent (Van der Hammen *et al.* 1984). Wateren die niet permanent zijn noemen we temporair (tijdelijk). Deze wateren hebben een specifieke levensgemeenschap van soorten die droogval tolereren of die slechts een beperkt deel van het jaar water nodig hebben (semi-aquatisch).

Klassieke voorbeelden van temporaire wateren zijn sommige bronnen, bovenloopjes en kleine vennen op de hogere zandgronden. Maar ook slootjes in akkerland en bosgreppels kunnen in de zomer geheel droogvallen. Zie ook de monstervariabele *droogval* ([paragraaf 5.6.2](#)).

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Leg de permanentie eenmalig vast en voer eens in de zes jaar een update uit. Pas de gegevens aan bij tussentijdse wijzigingen (bijvoorbeeld als gevolg van anti-verdrogingsmaatregelen). Let bij iedere monstername op veranderingen in de waterhuishoudkundige situatie.

Instrumentatie

Stel de permanentie vast door visuele waarneming of waterkwantiteitsmetingen. Maak hiervoor gebruik van de gegevens die beschikbaar zijn bij de hydrologen van de waterbeheerder.

Uitvoering

- 1 Leid de permanentie af uit waterkwantiteitsmetingen (bovenloopjes) en/of (aanvullende) visuele waarnemingen. Om droogval in het veld te constateren bezoekt men het gebied in de periode juni-augustus.
- 2 Maak voor de beschrijving een keuze uit de volgende drie mogelijkheden:
 - 1 permanent;
 - 2 temporair (valt gewoonlijk elk jaar droog);
 - 3 semi-permanent (valt alleen in droge zomers droog);

5.5.14 Stromingsvariatie

Definitie en toepassing

Variatie in de stroomsnelheid treedt op in de tijd en in de ruimte. De variatie in de tijd leggen we vast met de monstervariabele *stroomsnelheid* (paragraaf 5.6.10). De variatie in de ruimte bestaat op elk moment en beschrijven we met de meetpuntvariabele *stromingsvariatie*. Op de eerste plaats zijn dit verschillen binnen het lengteprofiel (langzaam stromende delen afgewisseld door stroomversnellingen). Op de tweede plaats zijn dit de verschillen in stroomsnelheid binnen het dwarsprofiel (bijvoorbeeld lage snelheden in binnenbochten en nabij de bodem, hoge snelheden in buitenbochten en bovenin de waterkolom). Bij de beoordeling is het de variatie in het lengteprofiel die telt, tenzij er over het dwarsprofiel meerdere stroomgeulen bestaan.

Het gaat bij de parameter stromingsvariatie niet om absolute waarden van de stroomsnelheid op verschillende punten in de beek, maar om de relatieve verschillen in stroomsnelheid tussen de punten. Relevant voor onze beschrijving zijn verschillen groter dan vijftig procent.

Stromingsvariatie leidt tot een diverse levensgemeenschap, door een grotere verscheidenheid aan habitats (o.a. substraatvariatie) en door verschillen in stroomsnelheidpreferenties van soorten. Het beschrijven van de stromingsvariatie is natuurlijk alleen van belang in van nature stromende wateren (bronnen, beken en rivieren).

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Beschrijf de stromingsvariatie kwalitatief door een keuze te maken uit een drietal klassen. Bepaal de stromingsvariatie eenmaal per meetjaar.

Instrumentatie

Bepaal de mate van stromingsvariatie op het oog en op grond van expertoordeel. Voer stroomsnelheidmetingen uit met een elektromagnetische stroomsnelheidmeter wanneer men aan dit oordeel twijfelt.

Uitvoering

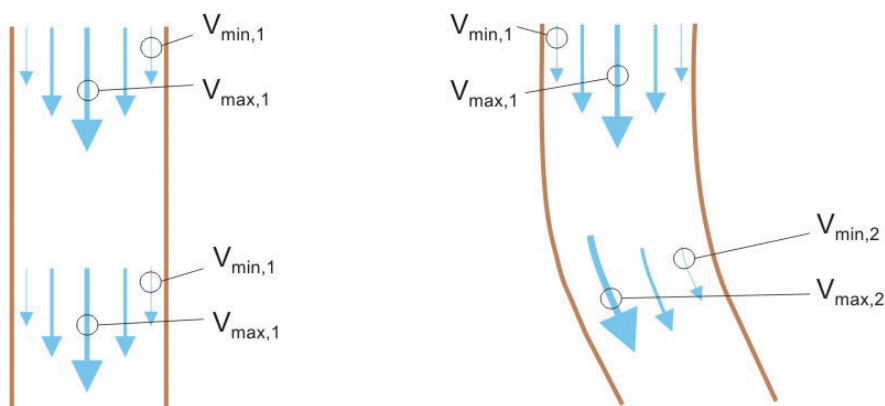
- 1 Beoordeel de mate van stromingsvariatie in het meetvlak aan de hand van [figuur 5.8](#). Onderken de variatie op basis van expertoordeel, door te letten op de morfologische variatie binnen het meetvlak (bochten, versmallingen, verbredingen) en 'obstakels' (boomwortels, watervegetatie, stenen, omgevallen bomen, e.d.). Hoe meer morfologische variatie en hoe meer obstakels, hoe groter de stromingsvariatie.

- 2 Meet bij twijfel de stroomsnelheid met een elektromagnetische stroomsnelheidsmeter op verschillende punten in het meetvlak. Meet de laagste en hoogste stroomsnelheid op ongeveer tien centimeter boven de bodem en doe dit in verschillende dwarsprofielen die men op het oog selecteert, op grond van het resultaat van stap 1 (zie ook [figuur 5.8](#)). Noteer de gemeten waarden en beoordeel de relatieve verschillen binnen de groep laagste waarden en de groep hoogste waarden. Relevant zijn verschillen van minstens vijftig procent.
- 3 Beschrijf de stromingsvariatie door te kiezen uit één van de volgende drie mogelijkheden (zie [figuur 5.8](#)):
 - 1 weinig (hoogstens twee relevant verschillende snelheden, V , in elke groep);
 - 2 matig (drie of vier relevant verschillende snelheden, V , in elke groep);
 - 3 veel (vijf of meer relevant verschillende snelheden, V , in elke groep).

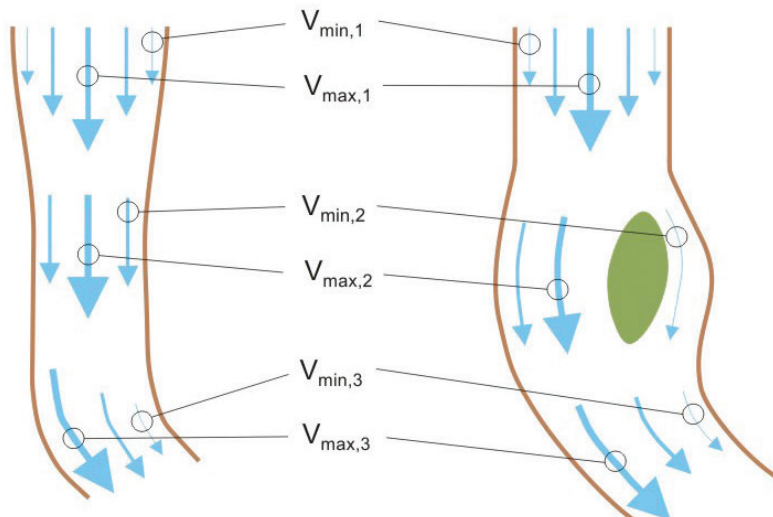
Fig 5.8 Drie klassen stromingsvariatie in een beek of riviertje

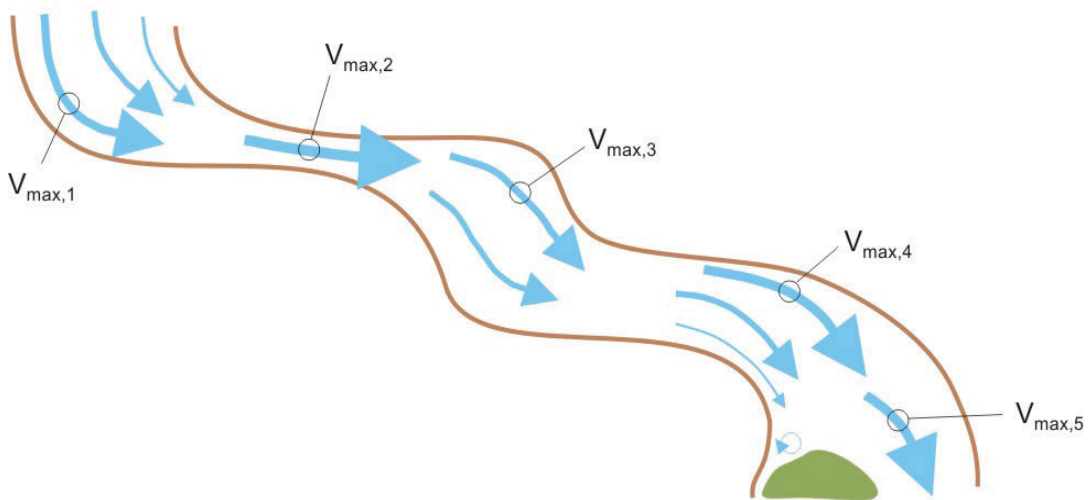
Voor het beoordeling van de stromingsvariatie in een beek of riviertje onderscheiden we drie klassen: klein, matig en groot. Het is doorgaans de variatie over de lengte van het traject die de stromingsvariatie bepaalt.

KLEIN



MATIG



GROOT**5.5.15 Stroomribbels****Definitie en toepassing**

Stroomribbels ontstaan in beken of riviertjes met een zandbodem bij stroomsnelheden boven een kritische waarde. De aanwezigheid van stroomribbels draagt bij aan de habitatverscheidenheid voor bijvoorbeeld macrofauna en kiezelwieren. Daarom komt hij terug in de parameter *substraatvariatie* (paragraaf 5.5.16).

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Beschrijf de parameter stroomribbels kwalitatief, op basis van een kwantitatieve schatting van het oppervlakteaandeel van de gebieden met stroomribbels in het meetvlak. Bepaal de parameter eenmaal per meetjaar bij een meetcyclus van eens per drie jaar, of vaker wanneer dit relevant is voor de biologische bemonstering.

Instrumentatie

Bepaal de aanwezigheid van stroomribbels op het oog.

Uitvoering

- 1 Schat het oppervlakteaandeel van het gebied met stroomribbels binnen het meetvlak in procenten (of het aandeel van alle gebieden met ribbels, wanneer het er meer zijn).
- 2 Noteer het oppervlakte-aandeel en beschrijf de aanwezigheid van stroomribbels door een keuze uit één van de volgende drie mogelijkheden:
 - 1 geen tot weinig (oppervlakteaandeel hoogstens vijf procent);
 - 2 matig (oppervlakteaandeel meer dan vijf tot hoogstens twintig procent);
 - 3 veel (oppervlakteaandeel meer dan twintig procent).

5.5.16 Substraatvariatie**Definitie en toepassing**

Substraat is het materiaal in de laag die in contact staat met het water. Het is het vaste materiaal, zoals zand en dood of levend blad, waarin en waarop organismen leven. De bodem, maar ook een steen, een drijvende boomstam of de beschoeiing kan dienen als substraat. Wat de bodem betreft gaat het om de aard van het materiaal dat de bovenste centimeter van de waterbodem vormt. Bij een grote variatie aan substraten is ook de verscheidenheid aan (micro)habitats voor bijvoorbeeld macrofauna groot. De substraatvariatie en de bedekking van de verschillende substraten zijn een uitgangspunt voor de bemonstering van macrofauna (hoofdstuk 12).

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Beschrijf de parameter substraatvariatie kwalitatief, op basis van een kwantitatieve schatting van het bedekkingspercentage van de aanwezige substraattypen binnen het meetvlak. Bepaal de substraatvariatie eenmaal per meetjaar bij een meetcyclus van eens per drie jaar, of vaker wanneer dit relevant is voor de biologische bemonstering.

Instrumentatie

Bepaal het substraat op het oog en als dit niet mogelijk is met een doorzichtige steekbuis met een diameter van ongeveer vijf centimeter, van boven afsluitbaar met een rubber stop.

Uitvoering

- 1 Bepaal het bedekkingspercentage van de aanwezige substraattypen binnen het meetvlak op het oog. Onderscheid hierbij de substraattypen gedefinieerd in [tabel 5.5](#). Wanneer een visuele inschatting niet mogelijk is (bijvoorbeeld in troebel water) maak dan gebruik van een steekbuis (werkwijze in [paragraaf 5.5.2](#)). Voer deze bemonstering op minimaal vijf punten uit (wanneer de variatie laag blijkt te zijn) en maximaal tien punten (wanneer de variatie hoog lijkt te zijn). Verdeel de punten gelijkmatig over de oeverzone en het midden van het meetvlak.
- 2 Begin met het schatten van de bedekkingspercentages van de substraattypen die het minst voorkomen. Hanteer als minimum percentage: één procent. Tel de percentages op en ken het verschil tussen deze som en honderd procent toe aan het meest voorkomende substraatype (bijvoorbeeld: fijn grind (1%) + zand (5%) + blad (10%) = 16%; fijne detritus = 100% - 16% = 84%). Gebruik zonodig de ijkkaart in [figuur 5.9](#) bij het schatten van de bedekkingspercentages.
- 3 Tel het aantal aangetroffen substraattypen op. Tel hierbij op de overige substraattypen indien aanwezig: *stroomribbels* ([paragraaf 5.5.15](#)) en *waterplanten* (ongeacht de laag waarin ze voorkomen; zie [paragraaf 5.6.12](#)).
- 4 Beschrijf de substraatvariatie door een keuze uit één van de volgende drie mogelijkheden:
 - 1 weinig (minder dan vijf substraattypen);
 - 2 matig (vijf of zes substraattypen);
 - 3 veel (meer dan zes substraattypen).

5.5.17 Waterbreedte

Definitie en toepassing

De waterbreedte is de gemiddelde breedte van de waterspiegel van een meer of rivier (Verdonschot & van den Hoorn 2004). Bij de meetpuntbeschrijving bepalen we de waterbreedte alleen voor meetpunten in lijnvormige wateren. Deze waterbreedte definiëren we hier als de loodrechte afstand tussen de beide oevers, gemeten op de waterlijn bij gemiddeld peil. Om een lijnvormig water in te delen volgens de EBeo- of KRW-typologie of in één van de vis-watertypen, is deze gemiddelde breedte het meest geschikt.

De feitelijke breedte van de waterspiegel varieert meestal in de loop van het jaar. Deze variatie kunnen we niet beschrijven aan de hand van incidentele bepalingen van de monstervariabele *droogval* ([paragraaf 5.6.2](#)). Bij een groot droogvalpercentage in de zomer is een bepaling van de gemiddelde breedte bij zomerpeil niet geschikt voor de morfologische typering van het water.

Naast de gemiddelde breedte kan men voor de meetpuntbeschrijving aanvullend de minimale en de maximale breedte meten.

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Meet de breedte in meters (m) op tenminste tien procent nauwkeurig. Bepaal de breedte één keer per meetjaar in een meetcyclus van zes jaar.

Tabel 5.5 Substraattypen om te onderscheiden voor de meetpuntvariabele substraatvariatie

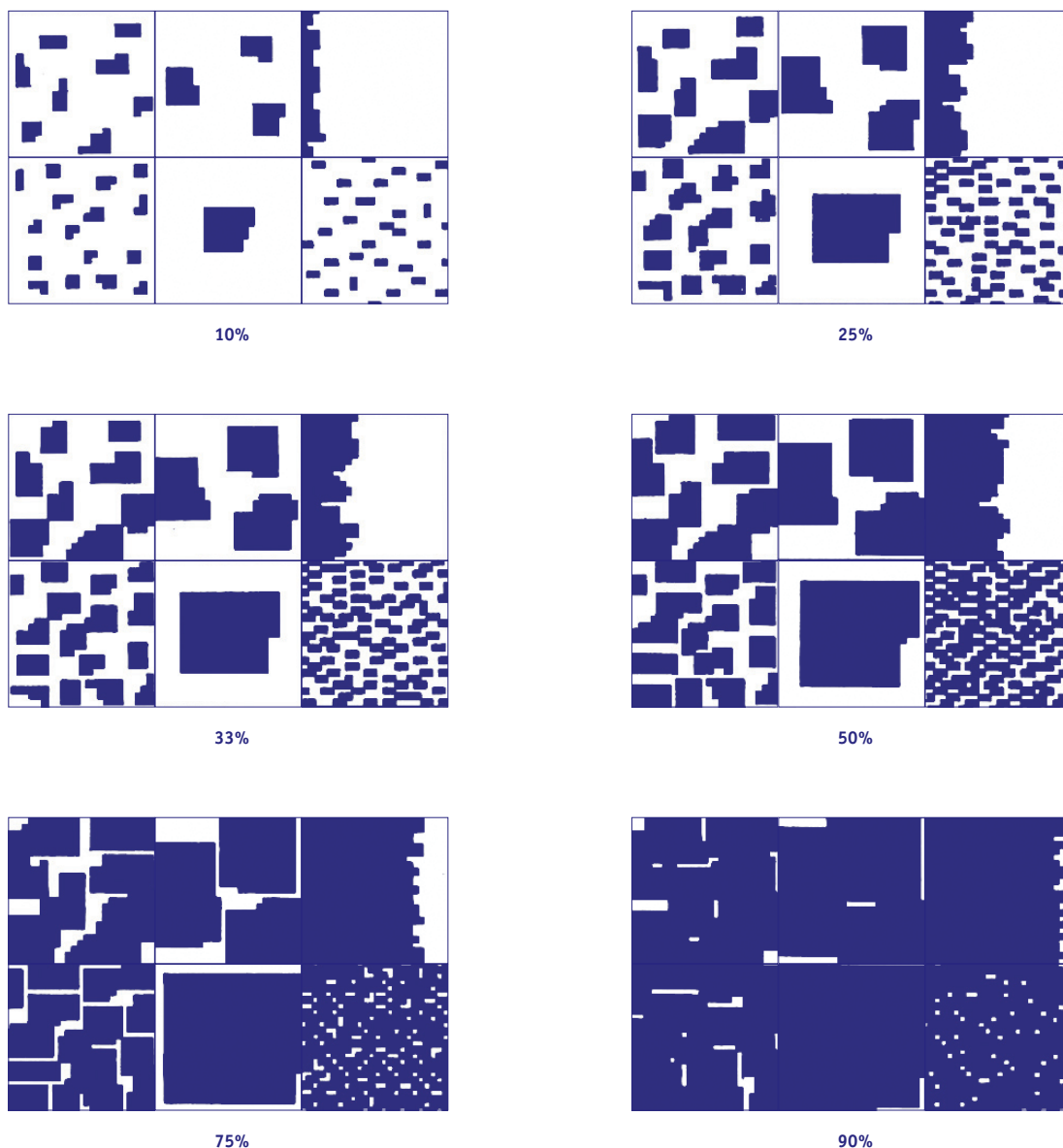
SUBSTRAATTYPE	OMSCHRIJVING
Steen	Korrelgrootte groter dan 64 millimeter. Ook losse brokken beton kan men hiertoe rekenen.
Grof grind	Korrelgrootte 8-64 millimeter. De grote korrels zijn anorganisch en hebben geen onderlinge samenhang.
Fijn grind	Korrelgrootte 2-8 millimeter. De tamelijk grote korrels zijn anorganisch en hebben geen onderlinge samenhang.
Zand	Korrelgrootte 0,063-2 millimeter. De tamelijk kleine korrels zijn anorganisch en hebben geen onderlinge samenhang. Bij de kleinste korrels is het onderscheid met klei op het oog lastig te zien. Het verschil is dat klei veel meer samenhang vertoont en daardoor 'kleverig' aanvoelt.
Klei / leem	Korrelgrootte < 0,063 mm. De kleine korrels zijn anorganisch en hangen onderling samen. Het materiaal is samendrukbaar en voelt 'kleverig' (kleiig) aan.
Veen	Veen is organisch en bestaat uit de vezelige overblijfselen van gedeeltelijk vergane planten. Veen heeft vaak een horizontale structuur, is sterk samendrukbaar en heeft een hoog watergehalte.
IJzeroer	Grotere, verharde concreties van ijzer(hydr)oxide, herkenbaar aan de oranjebruine kleur; ontstaan uit kwel van ijzerrijk grondwater.
Stamhout	Hieronder verstaan we in het water gevallen bomen of bomen die in het water groeien.
Takken	Ingevallen dode takken (niet voorbijrijvende) en takken die in het water hangen.
Boomwortels	In het water groeiende wortels van bomen op de oever.
Blad	Op de bodem liggend, afgevallen blad, niet of nauwelijks afgebroken.
Grove detritus	Grof organisch materiaal (vooral plantenresten) in het eerste stadium van afbraak; deeltjes groter dan één centimeter.
Fijne detritus	Fijn organisch materiaal in een gevorderd stadium van afbraak; deeltjes hoogstens één centimeter, maar meestal kleiner, tot 0,063 millimeter.
Slib	Organische deeltjes kleiner dan 0,063 millimeter, deel uitmakend van een donkergrijze tot zwarte laag (zie paragraaf 5.5.2).
Houtbekleding	Oever- of bodembeschoeiing van hout.
Betonbekleding	Oever- of bodembeschoeiing van beton.
Staalbekleding	Oever- of bodembeschoeiing van staal.
Geotextiel	Oever- of bodembeschoeiing van weefsels, gemaakt van kunststof (o.a. polyester, nylon) of natuurlijke materialen (o.a. hennep, jute).

TOELICHTING

De indeling van het anorganisch substraat (steen, grind, zand, klei) is gebaseerd op de Wentworthschaal, die in 1922 door C.R. Wentworth is opgesteld. Uiteraard is de korrelgrootte op het oog niet op de millimeter te bepalen. Genoemde waarden gelden als grove indicatie.

Fig 5.9 Hulpmiddel voor het schatten van bedekkingspercentages van substraten

Bron: Environment Agency (ongedateerd).



Instrumentatie

Bepaal de breedte in het veld met behulp van een geijkt meetlint. Bij bredere lijnvormige wateren (bijvoorbeeld kanalen of rivieren) is dit niet mogelijk.

Maak dan gebruik van gegevens uit de waterschapslegger, GIS of bepaal de breedte met Google Earth Pro. Een andere mogelijkheid is het gebruik van een laser afstandsmeter. Dit apparaatje meet met behulp van een laser de afstand tot het punt waarop men richt.

Uitvoering

- 1 Meet de breedte van de waterspiegel haaks op de watergang. Corrigeer de gemeten waarde zonodig voor droogval en zo mogelijk voor peilverhoging, om een schatting te kunnen maken van de breedte bij gemiddeld peil.

- 2 Wanneer er een duidelijk zichtbare variatie in de waterbreedte is, voer deze meting dan uit op drie punten binnen het meetvlak:
 - 1 een punt met een op het oog gemiddelde breedte;
 - 2 een punt met een op het oog minimale breedte;
 - 3 een punt met een op het oog maximale breedte.
 - 3 Noteer de waterbreedte in meters als volgt:
 - waterbreedte kleiner dan tien meter: één decimaal;
 - waterbreedte gelijk aan of groter dan meter: nul decimalen.
- Geef aan of de waarde de gemiddelde, maximale of minimale breedte betreft.

5.5.18 Waterdiepte

Definitie en toepassing

De waterdiepte is gedefinieerd als de loodrechte afstand tussen de waterspiegel en de bodem van een water (Aquo-lex 2008). Het gaat om de hoogte van de waterkolom. Een slib- of sapropeliumlaag wordt dus niet meegerekend.

Vaak bedoelt men met de waterdiepte de gemiddelde diepte van een meer of rivier, op dat moment (Verdonschot & van den Hoorn 2004). We raden echter aan om onderscheid te maken tussen in ieder geval de gemiddelde waterdiepte en de maximale waterdiepte. In sommige gevallen kan ook het onderscheiden van een minimale waterdiepte nuttig zijn, maar in de meeste gevallen is deze feitelijk nul (de diepte op de waterlijn).

De *gemiddelde waterdiepte* heeft men nodig voor de indeling in watertypen. In het algemeen weerspiegelt deze diepte de overheersende diepte binnen het water.

De *maximale waterdiepte* maakt duidelijk of het water diep genoeg is voor overwinterende vissen en amfibieën en of het water diep genoeg is voor stratificatie (temperatuursgelaagdheid in de zomer; [hoofdstuk 7 en 10](#)).

Zorg dat in het gegevensbestand altijd duidelijk is op welke diepte is gemeten!

De waterdiepte varieert met de peilfluctuatie. Probeer daarom bij de meting ook een indruk te krijgen van het peil op dat moment, ten opzichte van het gemiddelde peil. Is een peilschaal aanwezig, lees deze af. Kan men aan de oever zien dat een peildaling heeft plaatsgevonden, probeer de grootte van de daling te schatten. Men kan de gemeten diepten dan zonodig herrekenen naar een gemiddeld peil.

Zorg dat in het gegevensbestand altijd duidelijk op welke datum de dieptemetingen zijn uitgevoerd!

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Meet de waterdiepte in meters met een nauwkeurigheid van tien procent. Bepaal de gemiddelde en eventueel maximale waterdiepte eenmaal per meetcyclus van zes jaar (Van Dam *et al.* 2007). Het aantal metingen dat men moet verrichten voor een bepaling van de gemiddelde waterdiepte hangt af van de grootte van het wateroppervlak en de variatie in diepte. In grote wateren neemt men minimaal één meting per hectare als uitgangspunt (Van Dam *et al.* 2007). Hierbij denken we aan oppervlakten van meer dan honderd hectare. In kleinere plassen is het aantal metingen per hectare groter.

Instrumentatie

Bepaal de waterdiepte met:

- een peilstok met aan het eind een ronde schijf loodrecht op de stok zelf. De ronde schijf heeft een diameter van minimaal vijf centimeter. Bij dun slib verdient het de voorkeur een grotere diameter te gebruiken (vijftien tot twintig centimeter); te gebruiken in kleinere, ondiepe wateren;

- een lood, een gewicht aan een niet-elastische lijn (kevlar kern), of staalkabel, voorzien van een gekalibreerde maatverdeling in decimeters; te gebruiken in kleinere, ondiepe en diepe wateren;
- een echolood/sonar, dat de diepte bepaalt op basis van akoestische metingen (bijvoorbeeld een fish finder). Hiermee kan men in relatief korte tijd een gedetailleerd beeld krijgen van het bodemprofiel. Dit apparaat is dus aanbevolen voor grotere wateren.

Uitvoering

A Lijnvormige wateren

A.1 Gemiddelde diepte

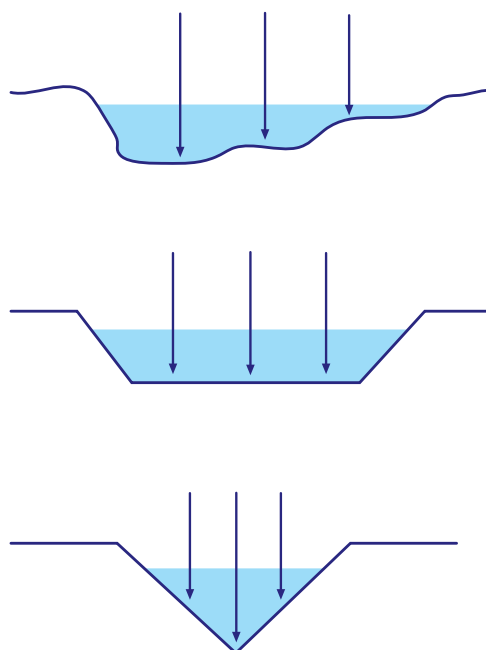
- 1 Meet de diepte op drie punten in het dwarsprofiel van de watergang, gelijkmatig verdeeld over het natte dwarsprofiel (één punt in het midden van het actuele, natte dwarsprofiel en één punt aan weerszijden daarvan, halverwege het midden en de actuele waterlijn; zie [figuur 5.10](#)). Doe dit voor minimaal twee dwarsprofielen binnen het meetvlak als de variatie in diepte over het lengteprofiel klein is en maximaal vijf als deze groot is.
- 2 Bereken het gemiddelde van alle meetwaarden.
- 3 Leg deze waarde vast als Waterdiepte_{gemiddeld}.

A.2 Maximale diepte

- 1 Meet de waterdiepte op het diepste punt in het dwarsprofiel van de watergang, op vijf punten, gelijkmatig verdeeld over de lengte van het meetvlak.
- 2 Bereken het gemiddelde van de vijf meetwaarden.
- 3 Leg deze waarde vast als Waterdiepte_{maximaal}.

Fig 5.10 Bepaling van de gemiddelde waterdiepte in verschillende watergangen

Metingen van de waterdiepte op drie punten verdeeld over het dwarsprofiel, voor een bepaling van de gemiddelde waterdiepte in verschillende watergangen.



B Niet-lijnvormige wateren*Maximale diepte en gemiddelde diepte*

In niet-lijnvormige wateren is de maximale diepte vaak lastig te bepalen omdat het profiel van de waterbodemplaat erg grillig kan zijn. Niet altijd kan men er vanuit gaan dat het diepste punt in het midden ligt. Daarom bevelen we aan om eenmalig tijd te steken in een dekkende opname van het diepteprofiel. Hieruit kan men ook de gemiddelde diepte berekenen.

- 1 Vaar evenwijdige raaian over de plas of het meer en meet de diepte op vaste afstanden langs deze raaian (bijvoorbeeld om de één, tien, of honderd meter, afhankelijk van de oppervlakte van het water en de variatie in diepte). Meet ook de diepte in eventuele vaargeulen of winputten⁴, maar verwerk deze gegevens apart.
Maak voor de meting gebruik van een peillood, of een echolood/sonar.
- 2 Bereken het gemiddelde van alle meetwaarden, met uitsluiting van de metingen in vaargeulen of locale winputten.
- 3 Leg deze waarde vast als Waterdiepte_{gemiddeld excl. verdiepingen}.
- 4 Gebruik de metingen in geulen of putten voor de bepaling van Waterdiepte_{maximaal}.

5.5.19 Wateroppervlak**Definitie en toepassing**

De parameter wateroppervlak gebruiken we bij meetpunten in niet-lijnvormige wateren (plassen en meren). Voor de KRW-beoordeling is het wateroppervlak nodig om het juiste watertype te bepalen. Het wateroppervlak is gedefinieerd als het oppervlak van het water gemeten vanaf de waterlijn bij zomerpeil, maar zie de opmerking hieronder.

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Bepaal het wateroppervlak in hectare (ha) op tien procent nauwkeurig. Bepaal het wateroppervlak eenmaal per meetjaar bij een meetcyclus van zes jaar.

Instrumentatie

Het in het veld schatten van deze parameter is doorgaans niet mogelijk, behalve bij zeer kleine wateren. Gebruik daarom GIS, Google Earth Pro of de legger van de waterbeheerder.

Uitvoering

- 1a Bepaal het oppervlak met GIS, Google Earth Pro of vanaf de waterschapslegger.
- 1b Sommige zeer kleine wateren staan niet op kaart. Maak in dat geval een schatting in het veld uit een bepaling van de diameter of de lengte en breedte.
- 2 Noteer de oppervlakte in hectare als volgt:
 - oppervlakte kleiner dan één hectare: twee decimalen;
 - oppervlak één tot minder dan tien hectare: een decimaal;
 - oppervlak tien hectare of groter: nul decimalen.

Opmerking

Bij gebruik van kaart- of satellietbeelden is men niet zeker van een situatie bij zomerpeil. Daarnaast kunnen sommige natuurlijke wateren, vooral zandbodenvennen, in de loop van de zomer gedeeltelijk of geheel droogvallen en

⁴ Hiermee bedoelen we een locale put in een meer dat niet ontstaan is door zandwinning o.i.d.

's winters een veel hoger peil hebben. Probeer voor deze wateren de kaart- of satellietbeelden te corrigeren aan de hand van de situatie in het veld. Uit de soortensamenstelling van de vegetatie kan men in het algemeen goed een gemiddeld peil afleiden. Probeer het wateroppervlak te bepalen bij dit peil.

5.6 MONSTERVARIABLEN

De volgorde waarin wij deze variabelen bespreken is gelijk aan de alfabetische volgorde in [tabel 5.1](#). Een toelichting op de gekozen meetfrequentie en een overzicht van geraadpleegde bronnen geven we in [intermezzo 5.2](#).

5.6.1 Doorzicht

Definitie en toepassing

Het verticaal doorzicht (het doorzicht in de waterkolom) geeft een indicatie van het lichtklimaat onder het wateroppervlak. Hoe dieper het licht kan doordringen, hoe groter de diepte waarop waterplanten nog kunnen groeien. Het doorzicht meet men met een Secchi-schijf; daarom spreekt men ook wel van de Secchi-diepte.

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Bepaal het doorzicht in centimeters op vijf centimeter nauwkeurig. Probeer voor de bepaling van deze parameter aan te sluiten bij de metingen in het kader van het fysisch-chemisch meetnet. Wanneer dit niet mogelijk is, voer dan bij iedere biologische monsternamen een meting uit.

Instrumentatie

Meet het doorzicht met een Secchi-schijf. Er zijn twee typen in de handel die beide voldoen:

- 1 een ronde witte schijf met zes ronde gaten;
- 2 een ronde schijf verdeeld in vier gelijkwaardige vlakken waarvan er twee wit en twee zwart zijn.

Voor gebruik in stromende wateren moet de Secchi-schijf verzwaard zijn. De Secchi-schijf zit aan een niet-elastische lijn, meestal een dunne staalkabel, met een maatverdeling in eenheden van twintig of tien centimeter. De lijn van de in de handel verkrijgbare schijven heeft vaak een lengte van niet meer dan twee meter. Dit voldoet in beken, rivieren en in de meeste ondiepe plassen, maar is doorgaans te weinig voor diepere plassen. Hou hiermee rekening en bevestig zo nodig een langere staalkabel aan de schijf, voorzien van een geijkte maatverdeling.

Uitvoering

- 1 Zoek een punt binnen het meetvlak waar de bodem niet zichtbaar is. Is zo'n punt niet te vinden bepaal dan de *maximale waterdiepte* volgens [paragraaf 5.5.18](#) en ga dan verder met stap 8b uit deze [paragraaf 5.6.1](#).
- 2 Laat de Secchi-schijf aan de lijn langzaam in het water zakken.
- 3 Bepaal de diepte waarop de schijf uit het oog verdwijnt.
- 4 Haal de schijf langzaam weer op en noteer de diepte waarop de schijf voor het eerst weer zichtbaar wordt.
- 5 Bereken het doorzicht (Secchi-diepte) uit het gemiddelde van de twee meetwaarden.
- 6 Meet bij zonnig weer vanuit een boot zowel aan de zonkant als aan de schaduwkant. Middel de gemeten waarden.
- 7 Wanneer de schijf nog zichtbaar is terwijl hij op de waterbodem ligt, is sprake van bodemzicht.
- 8a Noteer het berekende doorzicht in centimeters tot op vijf centimeter nauwkeurig.
- 8b Noteer bij bodemzicht het doorzicht als volgt: doorzicht > x, waarbij x de waterdiepte ter plaatse is in centimeters tot op vijf centimeter nauwkeurig.

Opmerking

Pas op met het meten van het doorzicht al wadend door een plas of beek. Door de opwerveling van bodemdeeltjes verlaagt men het doorzicht. Beter is het dan om het doorzicht te meten vanaf een brug of steiger, ook al ligt dit punt net buiten het meetvlak.

5.6.2 Droogval**Definitie en toepassing**

Droogval is de geheel of gedeeltelijke afwezigheid van water in plassen of lijnvormige wateren die de rest van de tijd wel watervoerend zijn over het grootste deel van hun dwarsprofiel. Van veel wateren valt de oeverzone in de loop van het jaar gedeeltelijk droog. Sommige wateren vallen elk jaar in de zomer geheel droog of alleen in zeer droge zomers (zie [paragraaf 5.5.13 Permanentie](#)). Tijdens droogval is het uitvoeren van bemonsteringen niet altijd mogelijk. Hoogstens kan een vegetatieopname gemaakt worden. Ook in dat geval is het belangrijk om droogval te noteren, omdat de soortensamenstelling hierop reageert.

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Bepaal het percentage droogval in het meetvlak in vier klassen tijdens elk bezoek.

Instrumentatie

Schat in het veld visueel het oppervlakteaandeel van het drooggevalen deel.

Uitvoering

- 1 Bepaal het virtuele, gemiddelde waterpeil aan de hand van kenmerken van de bodem en de vegetatie. Het gemiddelde waterpeil ligt bijvoorbeeld daar waar de vegetatie van Bruine snavelbies en Kleine zonnedaauw overgaat in een veenmostapijt.
- 2 Ga na of er nog oppervlaktewater aanwezig is binnen het meetvlak. Plasjes die ontstaan door het lopen over een veenmostapijt tellen niet mee.
- 3 Schat het oppervlakteaandeel van het resterende oppervlaktewater ten opzichte van het oppervlak binnen het gemiddelde waterpeil in hele procenten.
- 4 Noteer het oppervlakte-aandeel en beschrijf de droogval door een keuze uit één van de volgende vier mogelijkheden:
 - 1 droogval minder dan tien procent;
 - 2 droogval tien tot vijftig procent;
 - 3 droogval 51 tot 99 procent;
 - 4 droogval honderd procent.

5.6.3 EGV**Definitie en toepassing**

Het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) is een maat voor de hoeveelheid opgeloste zouten (ionen) en andere geladen stoffen in het water. Het EGV geeft een indicatie over de herkomst van het water: gebiedseigen water heeft vaak een lager EGV dan gebiedsvreemd water. Het EGV wordt soms gebruikt om een water te plaatsen binnen een typologisch raamwerk, bijvoorbeeld bij sialgen ([hoofdstuk 8](#)).

Het elektrisch geleidingsvermogen is afhankelijk van de temperatuur. Voor de vergelijkbaarheid wordt de gemeten waarde daarom herrekend naar een in te stellen referentietemperatuur. Dit doen geleidbaarheidsmeters automatisch. Ze hebben vaak een knop om te kunnen kiezen voor een referentietemperatuur. De meest gebruikte referentietemperaturen zijn 20 °C en 25 °C. De relatie tussen de EGV's bij deze referentietemperaturen is lineair. Daarom kan men eenvoudig omrekenen tussen beide: EGV_{20} is 0,901 maal EGV_{25} . En EGV_{20} is 1,046 maal EGV_{18} .

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

De Waterleidingwet schrijft voor om het EGV te meten bij een referentietemperatuur van 20 °C en het resultaat uit te drukken in milliSiemens per meter. Een andere gebruikelijke eenheid is microSiemens per centimeter; hierbij is 1 milliSiemens per meter gelijk aan 10 microSiemens per meter. De eenheid microSiemens per meter voldoet beter in zeer zachte wateren zoals vennen, omdat waarden in het algemeen worden afgerond op gehele getallen (een waarde van 5 µS/cm zou dan 0,5 mS/m worden, dus < 1 mS/m).

Probeer voor de bepaling van deze parameter aan te sluiten bij de monitoring voor het fysisch-chemisch meetnet. Wanneer dit niet mogelijk is, voer de bepaling dan uit bij iedere biologische bemonstering.

Instrumentatie

Bepaal het EGV met een geijkte geleidbaarheidmeter voor in het veld.

Uitvoering

- 1 Meet het EGV op een willekeurige plaats in het meetvlak op een diepte van dertig centimeter onder het wateroppervlak. Als het water nergens diep genoeg is, meet dan halverwege het wateroppervlak en de bodem. Meet bij voorkeur bij een referentietemperatuur van 20 °C en in zachte wateren op een schaal in microSiemens per centimeter.
- 2 Houd de elektrode stil op de meetdiepte en wacht tot de waarde constant is geworden en lees deze waarde af.
- 3 Noteer de gemeten waarde en de bijbehorende eenheid en vermeld daarbij tevens de referentietemperatuur waarbij gemeten is; geef de gebruikte referentietemperatuur in de database aan, bijvoorbeeld op de volgende wijze: EGV₂₅, EGV₂₀ etc.

5.6.4 Geur

Definitie en toepassing

De geur van het water kan wijzen op een lozing (rioollucht), een slechte zuurstofhuishouding (rottingslucht) of een calamiteit (dode vis).

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

De parameter geur heeft geen eenheid. Sluit voor de bepaling van deze parameter aan bij de gebruikelijke indeling in geurcategorieën van de waterbeheerder (zie het fysisch-chemisch meetnet). De parameter wordt doorgaans gemeten in het kader van het fysisch-chemische meetnet. Gebeurt dit niet, bepaal de geur dan bij iedere biologische monstername.

Men kan ook volstaan met de parameter *afwijkende geur* ja/nee, zoals ook voor kleur (zie [paragraaf 5.6.5](#)).

Instrumentatie

Bepaal de geur van het water met het reukvermogen, met behulp van een emmer.

Uitvoering

- 1 Vul een emmer voor negentig procent met water afkomstig uit de bovenste meter van de waterkolom, verzameld in de directe nabijheid van het meetpunt.
- 2 Bepaal zintuiglijk de geur van het water in de emmer.
- 3 Noteer de geur door gebruik te maken van de geurcategorieën die traditioneel onderscheiden worden door de waterbeheerder (bijvoorbeeld neutraal, riool, rotte-eieren, fenol, ijzer, dode vis).

5.6.5 Kleur

Definitie en toepassing

De kleur van het water kan een indicatie geven over de herkomst van het water, de hoeveelheid algen of de troebelheid. Eigenlijk is het geen parameter meer die meerwaarde heeft naast andere parameters die tegenwoordig gemeten worden. Daarom pleiten we er hier voor om alleen melding te maken van afwijkende kleur.

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

De parameter *kleur* heeft geen eenheid. Sluit voor de traditionele bepaling van deze parameter aan bij de gebruikelijke indeling in kleurcategorieën van de waterbeheerder (bijvoorbeeld kleurloos, grijs, geel, groen, bruin, en combinaties van deze; zie het fysisch-chemisch meetnet).

De parameter *afwijkende kleur* heeft als domein: ja/nee.

De parameter *kleur* wordt doorgaans gemeten in het kader van het fysisch-chemische meetnet. Gebeurt dit niet, bepaal de *kleur* of *afwijkende kleur* dan bij iedere biologische monsternamen.

Instrumentatie

Bepaal de kleur of afwijkende kleur visueel met behulp van een witte emmer.

Uitvoering

A *Kleur*

- 1 Vul een witte emmer voor negentig procent met water afkomstig uit de bovenste meter van de waterkolom, verzameld in de directe nabijheid van het meetpunt.
- 2 Bepaal de kleur van het water in de emmer en maak daarbij gebruik van de kleurcategorieën die bij de waterbeheerder zijn ingeburgerd.
- 3 Noteer de kleurcategorie die het best van toepassing is.

B *Afwijkende kleur*

- 1 Vul een witte emmer voor negentig procent met water afkomstig uit de bovenste meter van de waterkolom, verzameld in de directe nabijheid van het meetpunt.
- 2 Beoordeel of de kleur van het water in de emmer duidelijk afwijkt van de kleur die men kan verwachten in dit of een vergelijkbaar water, gelet op de tijd van het jaar en de weersomstandigheden.
- 3 Noteer het resultaat van de beoordeling als ja of nee.
- 4 Omschrijf aanvullend de kleur van het water.

5.6.6 Kwelindicatie

Definitie en toepassing

Kwelindicatie is een veelgebruikte parameter bij hydrobiologisch onderzoek. Het geeft een indicatie van de ontwikkelingsmogelijkheden voor bepaalde typen vegetatie. Verder kan een constante (schone) kwel een positieve invloed hebben op de waterkwaliteit.

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Bepaal het al of niet aanwezig zijn van indicatoren voor kwel bij iedere biologische monsternamen.

Instrumentatie

Beschrijf eventuele kwelindicatie op basis van visuele waarnemingen.

Uitvoering

- 1 Onderzoek binnen het meetvlak de aanwezigheid van indicatoren voor kwel.
- 2 Beschrijf de parameter kwelindicatie kwalitatief en gebruik hiervoor bijvoorbeeld de volgende systematiek (meerdere opties zijn mogelijk):
 - A Kwelindicatoren aanwezig: ja/nee;
 - B Kwelindicatoren:
 - a ijzerneerslag (ijzervlokken, ijzeroer): ja/nee;
 - b bacterievlies (ijzerbacteriën): ja/nee;
 - c opwelling: ja/nee;
 - d kwelindicerende planten (bijvoorbeeld Waterviolier): ja/nee.

5.6.7 Monsterdiepte

Definitie en toepassing

De monsterdiepte is de waterdiepte op de plek waar men het biologische monster neemt. Het is dus een eigenschap van het monster. In het algemeen zal een monster samengesteld zijn uit deelmonsters afkomstig van verschillende diepten in de waterkolom (fytoplankton, zoöplankton; zie [hoofdstuk 7 en 10](#)) of van verschillende plekken in het meetvlak met elk hun eigen waterdiepte (vegetatie, macrofauna; zie [hoofdstuk 11 en 12](#)). Voor fyto- en zoöplankton noteren we hier de diepte tot waar we de waterkolom (verticaal) bemonsterd hebben. Voor vegetatie hoeven we deze parameter niet te bepalen (wel kunnen we een parameter *maximale diepte vegetatie* definiëren, als de grootste diepte waarop vegetatie is aangetroffen; zie [hoofdstuk 11](#)). Voor macrofauna kunnen we de monsterdiepte bepalen tijdens de zogenaamde diepwaterbemonstering met bodemhapper of boxcorer (zie [hoofdstuk 12](#)).

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Meet de monsterdiepte in meters (m) op tien procent nauwkeurig. Bepaal de monsterdiepte bij de biologische bemonstering, indien relevant.

Instrumentatie

Zie parameter *waterdiepte*, [paragraaf 5.5.18](#). Bij de bemonstering van fyto- en zoöplankton maakt men gebruik van de geijkte maatverdeling op de lijn of kabel waaraan men de waterhapper neerlaat.

Uitvoering

- 1a Bepaal de maximale diepte tot waar men fyto- of zoöplanktonmonsters volgens het betreffende voorschrift moet nemen. Bemonster tot op deze diepte en noteer deze diepte als monsterdiepte.
- 1b Meet de waterdiepte op de vijf monsterpunten waar men de macrofaunamonsters volgens het voorschrift moet nemen. Neem het gemiddelde van deze vijf waarden en noteer dit gemiddelde als monsterdiepte.

5.6.8 Saliniteit

Definitie en toepassing

Saliniteit is gedefinieerd als het gewicht in grammen van alle opgeloste anorganische zouten in één kilogram zeewater, nadat alle bromide- en chloride- ionen zijn vervangen door het equivalent van chloride-ionen en alle bicarbonaat- en carbonaat-ionen omgezet zijn naar hun oxidevorm (Stumm & Morgan 1996). Een meer praktische definitie luidt: saliniteit is het aantal grammen zout per kilogram zeewater, dus het zoutgehalte. In binnenwateren meet men gewoonlijk niet de saliniteit, maar het chloridegehalte (de chloriniteit) als maat voor het zoutgehalte. Tussen de saliniteit en het chloridegehalte bestaat de volgende relatie: saliniteit = $1,80655 \times \text{Cl}$, waarbij het chloridegehalte uitgedrukt wordt in gram per liter. Eigenlijk geldt deze relatie alleen voor zeewater en verdund of ingedampt zeewater.

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Meet de saliniteit in promille (~ gram per liter) op één decimaal nauwkeurig. Probeer voor de bepaling van deze parameter aan te sluiten bij het fysisch-chemisch meetnet. Wanneer dit niet mogelijk is voer de bepaling dan uit bij iedere biologische bemonstering.

Instrumentatie

Bepaal de saliniteit met een geijkte veldmeter. Veel geleidbaarheidmeter kunnen ingesteld en geijkt worden voor een saliniteitsmeting.

Uitvoering

- 1 Meet de saliniteit op dertig centimeter diepte onder het wateroppervlak, op een willekeurige plaats in het meetvlak. Als het water nergens diep genoeg is, meet dan halverwege het wateroppervlak en de bodem.
- 2 Houd de elektrode stil en wacht tot de waarde constant is geworden.
- 3 Lees deze waarde af en noteer deze. Noteer bij de meting ook het tijdstip.

5.6.9 Schoning recent

Definitie en toepassing

Wanneer de oever- en watervegetatie recent gemaaid is of de watergang geschoond, is het af te raden om opnamen te maken van vegetatie of bemonsteringen uit te voeren van macrofauna en kiezelwieren. We bevelen aan om een hergroeiperiode van minimaal zes weken in acht te nemen en pas daarna de bemonstering uit te voeren. Wanneer dit uit planningsoogpunt niet kan, is het belangrijk het uitgevoerde onderhoud in de metadata van de bemonstering vast te leggen. Schoning recent wil hier dus zeggen: geschoond of gemaaid in de afgelopen zes weken.

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Stel vast of recent onderhoud wel of niet heeft plaatsgevonden tijdens elke bemonstering.

Instrumentatie

Beoordeel de uitvoering van onderhoud op basis van visuele waarnemingen en bij twijfel aanvullende informatie van derden.

Uitvoering

- 1 Stel vast of recent onderhoud in de afgelopen zes weken wel of niet heeft plaatsgevonden. Let op afgemaaid vegetatie en modder op de oever, let op de staat van de vegetatie in het water en vergelijk deze zo mogelijk met die in een traject waar niet geschoond is, bijvoorbeeld aan de andere kant van een brug. Maak onderscheid tussen onderhoud aan beide, of één van beide oevers/kanten.
- 2 Bij twijfel: raadpleeg omwonenden of de onderhoudsdienst van de waterbeheerder.
- 3 Noteer je bevindingen. Hanteer de volgende systematiek:
 - a geen;
 - b bemonsterde kant geschoond;
 - c onbemonsterde kant geschoond;
 - d beide kanten geschoond;
 - e midden van de loop/gang geschoond.

5.6.10 Stroomsnelheid

Definitie en toepassing

De stroomsnelheid is in dit handboek gedefinieerd als de snelheid van het water op de stroomdraad. In de

regel is de stroomsnelheid daar maximaal. De stroomdraad is een denkbeeldige lijn in een rivier of beek die punten met de hoogste stroomsnelheid met elkaar verbindt.

Vooraf in beken heeft de stroomsnelheid een grote invloed op de aard van de macrofaunagemeenschap. Direct omdat hij aanpassingen vergt van dieren om wegspoelen te voorkomen, indirect omdat hij mede bepalend is voor het substraat in de beek.

De stroomsnelheid varieert meestal aanzienlijk in de loop van het jaar, als gevolg van piekafvoeren in natte tijden en lage afvoeren in droge perioden. Voor een goede ecologische interpretatie moet deze jaarfluctuatie duidelijk zijn. Hiervoor zijn frequentere metingen nodig dan een enkele tijdens een biologische bemonstering.

De stroomsnelheid is een hydromorfologische parameter die men moet meten voor de KRW. In het Handboek hydromorfologie wordt deze parameter verder toegelicht (Van Dam *et al.* 2007). Voor de meetpuntbeschrijving kan men gegevens betrekken uit deze KRW-metingen.

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Zie Handboek hydromorfologie (Van Dam *et al.* 2007)

Instrumentatie

Zie Handboek hydromorfologie (Van Dam *et al.* 2007).

Uitvoering

Zie Handboek hydromorfologie (Van Dam *et al.* 2007).

5.6.11 Temperatuur

Definitie en toepassing

Onder temperatuur verstaan we hier de temperatuur van het water. De temperatuur heeft op diverse manieren invloed op de flora en fauna in een water. Water met een hoge temperatuur kan bijvoorbeeld minder zuurstof bevatten dan water met een lage temperatuur. Koelwaterlozingen kunnen daarom een desastreuze invloed hebben op de vispopulatie, wanneer de kritische zuurstofgrens als gevolg van de lozingen wordt overschreden. Verder is de watertemperatuur nodig om andere veldparameters te kunnen meten, waaronder het EGV en het percentage zuurstofverzadiging, maar de moderne geleidbaarheids- en zuurstofmeters doen deze temperatuurmeting voor ons.

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Bepaal de temperatuur in graden Celsius op één decimaal nauwkeurig. Probeer voor de bepaling van deze parameter aan te sluiten bij het fysisch-chemisch meetnet. Wanneer dit niet mogelijk is, voer dan een meting uit bij iedere biologische bemonstering.

Instrumentatie

Bepaal de temperatuur met een gekalibreerde thermometer of veldmeter.

Uitvoering

- 1 Meet de temperatuur op een diepte van dertig centimeter onder het wateroppervlak, op een willekeurige plaats in het meetvlak. Als het water nergens diep genoeg is meet dan halverwege het wateroppervlak en de bodem.
- 2 Houd de elektrode of thermometer stil en wacht tot de waarde constant is geworden.
- 3 Lees deze waarde af en noteer deze. Noteer bij de meting ook het tijdstip.

5.6.12 Vegetatiestructuur

Definitie en toepassing

Met de term vegetatiestructuur bedoelen we in dit handboek de bedekking in het meetvlak, van de verschillende lagen die we in de water- en oevervegetatie onderscheiden (zie ook [hoofdstuk 11](#)). Conform de indeling in [hoofdstuk 11](#) onderscheiden we zes vegetatielagen:

- 1 ondergedoken (submerse) plantendelen (onder het wateroppervlak);
- 2 drijvende plantendelen (op het wateroppervlak);
- 3 emergente plantendelen (boven het wateroppervlak);
- 4 kroos (kleine, drijvende plantjes die een gesloten laag kunnen vormen);
- 5 flab (drijvende draadalgen die een omvangrijke laag kunnen vormen); flab is een afkorting van floating algal biomass en slaat dus per definitie op drijvende draadalgen, niet op draadalgen die op de bodem leven! Maak eventueel onderscheid tussen flab en ondergedoken draadalgen.
- 6 oeverbegroeiing (met onderscheiden tussen bomen, kruiden/grassen en mos).

Om de vegetatiestructuur te beschrijven schatten we de oppervlakte die de lagen bij verticale projectie beslaan, als deel van de totale oppervlakte van het meetvlak, in procenten (zie [hoofdstuk 11](#)). Veel plantensoorten maken deel uit van meerdere lagen. Pijlkruid bijvoorbeeld, kan ondergedoken bladeren hebben (laag 1), drijvende bladeren (laag 2) en emergente bladeren en bloemen (laag 3). Witte waterlelie heeft vaak alleen drijvende bladeren (laag 2), maar de stelen zijn submers (laag 1) en de bloemen emergent (laag 3).

De vegetatiestructuur in het open water heeft een belangrijke invloed op het voorkomen van bijvoorbeeld sieraalgen ([hoofdstuk 8](#)), macrofauna ([hoofdstuk 12](#)) en vissen ([hoofdstuk 13](#)). Daarnaast gebruikt men de bedekking van de verschillende lagen in verschillende beoordelingssystemen.

De ontwikkeling van de oevervegetatie is eveneens belangrijk voor diverse aquatische fauna. Vis gebruikt de oeverzone als paaiplaats, opgroeigebied en/of schuilplaats. Veel indicatieve macrofaunasoorten concentreren zich in de oeverzone. Verder kan een brede zone met oeverplanten (helofyten) een zuiverend effect hebben. Aan de ene kant door het invangen van slib uit het watersysteem, aan de andere kant door het invangen van stoffen die van het aangrenzende land afspoelen. Vanwege dit belang van de oeverzone bevelen we aan om niet alleen het bedekkingspercentage van de oevervegetatie vast te leggen, maar ook aanvullende informatie over de omvang van de oeverzone.

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Beschrijf de parameter vegetatiestructuur kwantitatief door het bedekkingspercentage te schatten van de verschillende vegetatielagen die in het meetvlak voorkomen. Bepaal de vegetatiestructuur bij iedere hydrobiologische monsternamen.

Beschrijf de omvang van de oevervegetatie semi-kwantitatief op basis van een indeling in breedteklassen.

Instrumentatie

Schat het voorkomen van de verschillende vegetatielagen op het oog en maak in troebele wateren aanvullend gebruik van een hark. Zie [hoofdstuk 11](#) voor een gedetailleerde beschrijving van de werkwijze.

Uitvoering

- 1 Schat de bedekking van de verschillende vegetatielagen in percentages ten opzichte van hele opnamevlak. Maak onderscheid in de zes lagen genoemd onder *Definitie en toepassing* eerder in deze paragraaf. Schat de bedekking van de laag oevervegetatie totaal en daarnaast apart voor bomen/grotere struiken, kruiden, en mossen.
- 2 Schat de breedte van de oeverzone door een keuze te maken uit één van de volgende vijf mogelijkheden:

- 1 geen oevervegetatie aanwezig;
- 2 breedte oevervegetatiezone minder dan één meter;
- 3 breedte oevervegetatiezone één tot twee meter;
- 4 breedte oevervegetatiezone meer dan twee tot vijf meter;
- 5 breedte oevervegetatiezone meer dan vijf meter.

Opmerking

Wanneer op een meetpunt geen aparte vegetatieopname wordt gemaakt, bevelen we aan om aanvullend de meest voorkomende soorten te noteren met de abundantie als bedekkingspercentages of volgens de Tansley-schaal (zie hoofdstuk 11).

5.6.13 Weersomstandigheden

Definitie en toepassing

De weersomstandigheden tijdens de hydrobiologische bemonstering, maar ook die in de voorafgaande periode, kunnen belangrijk zijn voor de interpretatie van de onderzoeksresultaten. Bij zonnig weer kan de Secchi-schijf op grotere diepte gezien worden dan bij donker weer. Harde wind verlaagt het doorzicht in de meeste ondiepe meren door opwerveling. Veel regen in de voorafgaande periode verlaagt het doorzicht in beken en verhoogt de stroomsnelheid. In het ergste geval kan hevige regenval leiden tot het wegspoelen van macrofauna.

Een ander aspect van het weer heeft betrekking op de uitvoering van het veldwerk zelf. Op dagen met wind en regen kan het moeilijker zijn om nauwkeurig gegevens te verzamelen dan op droge dagen. In de ideale situatie voert men het onderzoek uit onder goede weersomstandigheden. De vaak volle planning van de veldmedewerkers laat dit echter niet altijd toe. Daarom is het belangrijk de weersomstandigheden goed te noteren. Bij opvallende meetresultaten kan uit deze metagegevens een indicatie over de oorzaak afgeleid worden.

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Noteer de weerskenmerken bij iedere bemonstering. Zie *Uitvoering* voor eenheden en nauwkeurigheid.

Instrumentatie

Bepaal de weerskenmerken op basis van visuele waarnemingen en een thermometer.

Uitvoering

- 1 Bepaal op het tijdstip van bemonstering in ieder geval de volgende weerskenmerken zoals hieronder aangegeven:
 - 1 wind:
 - a windsnelheid volgens de schaal van Beaufort (tabel 5.6);
 - b windrichting, bij sterkten groter dan nul Beaufort;
 - 2 bewolking:
 - a onbewolkt;
 - b wisselend bewolkt;
 - c bewolkt;
 - 3 neerslag:
 - a geen;
 - b nu en dan regen / hagel / sneeuw;
 - c aanhoudende regen / sneeuw;
 - 4 temperatuur
 - a luchttemperatuur in hele graden Celsius met behulp van een thermometer.
- 2 Beschrijf de weersomstandigheden in de voorgaande dag zoals hieronder aangegeven:

- 1 harde wind⁵: a niet;
b af en toe;
c vaak;
- 2 bewolking: a onbewolkt;
b wisselend bewolkt;
c bewolkt;
- 3 neerslag: a geen;
b matig veel;
c veel.

Tabel 5.6 De schaal van Beaufort voor bepaling van de windsnelheid

SCHAAL	BENAMING KNMI	SNELHEID IN M/S	UITWERKING BOVEN LAND	UITWERKING OP OPEN BINNENWATER
0	Stil	0 - 0,2	Rook stijgt recht omhoog	Spiegelglad
1	Zwak	0,3 - 1,5	Rookpluimen geven windrichting aan	Kleine rimpelingen
2	Zwak	1,6 - 3,3	Bladeren ritselen, wind voelbaar in gezicht	Kleine, korte golven zonder witte randjes
3	Matig	3,4 - 5,4	Bladeren en twijgen steeds in beweging, vlaggen wapperen	Grotere golfjes zonder witte randjes
4	Matig	5,5 - 7,9	Stof en papier waaien op	Langere, kleine golven, sommige met witte randjes
5	Vrij krachtig	8,0 - 10,7	Takken zwaaien heen en weer	Matige golven, op de toppen komen schuimkoppen
6	Krachtig	10,8 - 13,8	Grote takken bewegen, problemen met paraplu's	Grotere golven met duidelijke schuimkoppen, er ontstaan schuimstrepen in windrichting
7	Hard	13,9 - 17,1	Bomen bewegen	Veel hoge golven, duidelijke schuimstrepen
8	Stormachtig	17,2 - 20,7	Twijgen breken af	Nog hogere golven, duidelijke schuimstrepen
9	Storm	20,8 - 24,4	Takken breken af, dakpannen waaien weg	
10	Zware storm	24,5 - 28,4	Bomen waaien om	
11	Zeer zware storm	28,5 - 32,6	Grote schade aan bossen en gebouwen	
12	Orkaan	>32,7	Verwoestingen	

⁵ Onder harde wind verstaan we een windkracht van zeven Beaufort of hoger (zie tabel 5.6).

5.6.14 Zuurgraad

Definitie en toepassing

De zuurgraad is een maat voor de hoeveelheid waterstofionen (H^+ -ionen) in het water. De zuurgraad wordt bij sommige beoordelingssystemen gebruikt om het water te typeren (bijvoorbeeld bij EBeoSlo en bij sieralgen; hoofdstuk 8). De zuurgraad kan binnen een etmaal behoorlijk fluctueren als gevolg van aan afwisseling tussen netto productie en verbruik van CO_2 door algen en planten. In een vegetatierijke sloot kan de zuurgraad ook in de verticaal een sterke gradiënt vertonen.

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

De zuurgraad wordt uitgedrukt in pH. Feitelijk is de pH de negatieve $^{10}\log$ van de concentratie waterstofionen in mol per liter. Een verschil in pH van één eenheid geeft dus telkens een verhoging of verlaging aan van deze concentratie, met een factor tien. Meet de pH op één decimaal nauwkeurig. Probeer voor de bepaling van deze parameter aan te sluiten bij het fysisch-chemisch meetnet. Wanneer dit niet mogelijk is, voer dan een meting uit bij iedere biologische bemonstering.

Instrumentatie

Bepaal de zuurgraad met een geijkte veldmeter.

Uitvoering

- 1 Meet de zuurgraad op een diepte van dertig centimeter onder het wateroppervlak, op een willekeurige plaats in het meetvlak. Als het water nergens diep genoeg is, meet dan halverwege het wateroppervlak en de bodem.
- 2 Houd de elektrode stil en wacht tot de waarde constant is geworden.
- 3 Lees deze waarde af en noteer deze. Noteer bij de meting ook het tijdstip.

5.6.15 Zuurstofgehalte

Definitie en toepassing

Met uitzondering van anaerobe bacteriën hebben alle waterorganismen zuurstof nodig om te kunnen overleven. Soorten zijn niet even gevoelig voor lage zuurstofgehalten, maar hoe lager het gehalte, hoe minder soorten gedijen.

De oplosbaarheid van zuurstof neemt af met toenemende temperatuur. Daarom is het zinvol om naast het zuurstofgehalte ook het zuurstofverzadigingspercentage te meten. De huidige zuurstofmeters voor in het veld meten beide parameters probleemloos. Men kan het verzadigingspercentage afleiden uit het zuurstofgehalte en de heersende watertemperatuur, met behulp van een niet-lineaire relatie. Wil men dat nauwkeurig doen, dan moet men ook de luchtdruk weten.

Het zuurstofverzadigingspercentage geeft aan hoeveel zuurstof er in het water zit, als percentage van de hoeveelheid die er bij de heersende temperatuur in zou kunnen oplossen. In situaties met een hoge primaire productie van fytoplankton kan het water tijdelijk oververzadigd zijn. Men kan dan waarden meten boven de honderd procent.

Het zuurstofgehalte en het zuurstofverzadigingspercentage variëren in de loop van een etmaal. 's Nachts wordt er alleen zuurstof verbruikt en de productie door algen en waterplanten neemt na zonsopkomst geleidelijk toe. In het algemeen meet men daardoor aan het einde van de nacht en in de vroege ochtend de laagste waarden. In een vegetatierijk water variëren beide parameters ook sterk in de diepte. Daarom moet men, waar mogelijk, het open water opzoeken en altijd op een vaste diepte meten.

Bepalingen van het zuurstofgehalte en/of het zuurstofverzadigingspercentage heeft men nodig voor een aantal EBeo-systemen.

Eenheden, nauwkeurigheid en frequentie

Meet het *zuurstofgehalte* in milligram per liter (mg/l) op één decimaal nauwkeurig. Meet de *zuurstofverzadiging* in procenten en rond af op gehele getallen. Probeer voor de bepaling van deze parameters aan te sluiten bij het fysisch-chemisch meetnet. Wanneer dit niet mogelijk is, voer de metingen dan uit bij iedere biologische bemonstering.

Instrumentatie

Meet het zuurstofgehalte en het zuurstofverzadigingspercentage met een geijkte veldmeter.

Uitvoering

- 1 Meet het zuurstofgehalte en het zuurstofverzadigingspercentage op een diepte van dertig centimeter onder het wateroppervlak. Meet bij voorkeur in het open water van het meetvlak en niet tussen de watervegetatie. Als het water nergens diep genoeg is, meet dan halverwege het wateroppervlak en de bodem.
- 2 Beweeg de elektrode zachtjes op deze diepte door het water stil en wacht tot de waarde op de meter niet sterk meer verandert (een zuurstofelektrode verbruikt zuurstof; door hem zachtjes te bewegen ververscht men het water rond de elektrode).
- 3 Lees deze waarde af en noteer deze. Noteer bij de meting ook het tijdstip!

5.7 VISUALISERING MEETPUNT

Tijdens de biologische bemonstering meet men niet alleen parameters, maar brengt men ook de situatie rond het meetpunt in beeld. Dit doet men gewoonlijk door het maken van een *locatiefoto* en een *locatieschets*.

5.7.1 Locatieschets

Op de locatieschets tekent men het meetpunt en zijn directe omgeving in met details die belangrijk zijn voor de meetpuntherkenning en de ecologische situatie.

Er bestaan verschillende opvattingen over de grootte van het oppervlak dat men op de schets moet aangeven, en het gewenste detailniveau. In dit handboek geven wij de volgende aanbevelingen.

- 1 Teken in bovenaanzicht het volledige meetvlak (zie omschrijving in [paragraaf 5.4](#)), met de directe omgeving, schets de positie en grootte van eventuele vegetatievlekken in het water, plaatsen met stroomribbels, boomwortels, grindbanken, kunstwerken, grote bomen op de oever, oeververdediging e.d., en noteer het aangrenzende landgebruik (zie het voorbeeld in [figuur 5.11](#)).
- 2 Teken één of meer dwarsprofielen, afhankelijk van de variatie in het lengteprofiel, nummer deze, en geef op de schets van het bovenaanzicht met deze nummers aan waar de dwarsprofielen aangetroffen zijn.
- 3 Maak de productie van een locatieschets eenvoudiger door vooraf een uitsnede te maken van een topografische kaart met het juiste oppervlak en schaal- en detailniveau. Hierop kunnen relevante zaken gemakkelijk worden ingetekend. Bruikbaar kaartondergronden kan men verkrijgen via edugis (www.edugis.nl) of Google Earth.

5.7.2 Locatiefoto

Maak bij *iedere* bemonstering één of enkele foto's van het meetpunt en zijn directe omgeving. Onduidelikheden in de resultaten van een vegetatieopname kunnen soms nog gecontroleerd en gecorrigeerd worden met behulp van een goede foto. Maak bij voorkeur gebruik van een digitale camera. Het is belangrijk een

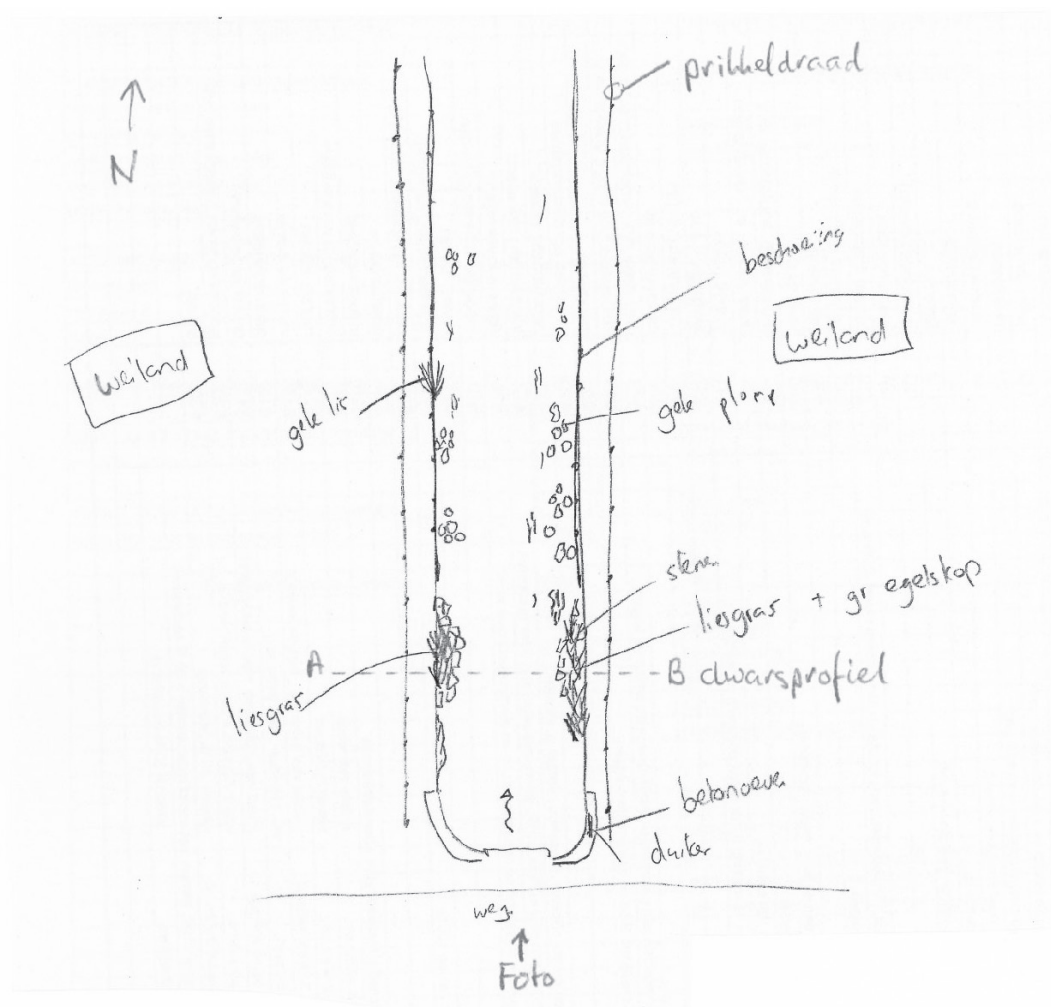
goede fotodatabase aan te leggen, zodat men foto's van een bepaald meetpunt gemakkelijk terug kan vinden. Een tijdreeks van goede locatiefoto's kan meer ideeën over de oorzaak van biologische veranderingen geven dan een tijdreeks van waterkwaliteitsgegevens.

Voor het maken van locatiefoto's geven wij de volgende aanbevelingen.

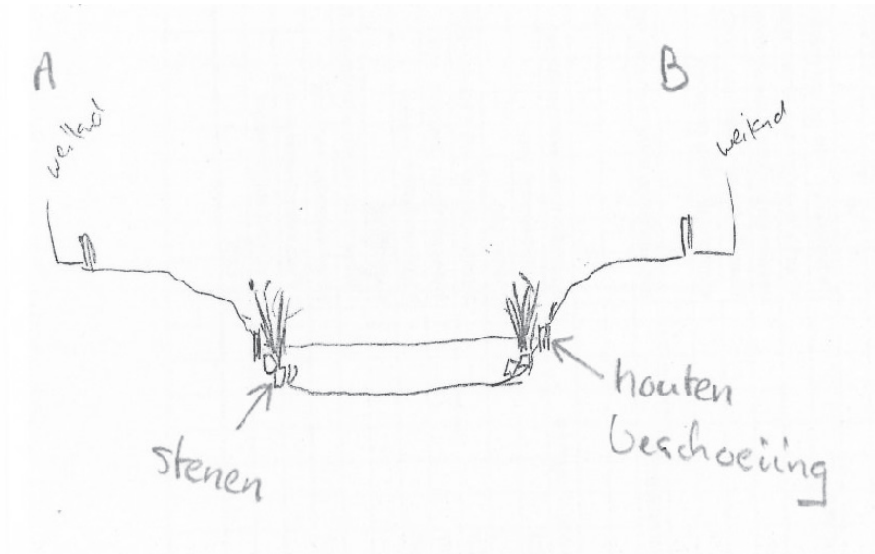
- 1 Maak de foto op een voor het meetpunt consequente wijze, qua richting en beeldveld.
- 2 Neem bepalende elementen op de oever zoveel mogelijk mee.
- 3 Fotografeer bij stromende wateren in stroomopwaartse richting; wat bovenstrooms gebeurt, is belangrijker voor de levensgemeenschap, dan het benedenstrooms gebeuren.
- 4 Geef op de locatieschets aan waar de foto is genomen en in welke richting.
- 5 Maak aanvullend foto's van opvallende zaken (bijvoorbeeld bijzondere planten of dieren, uitzonderlijke hydrologische situaties, zwerfvuil).

Fig 5.11 Voorbeeld van een locatieschets

Bovenaanzicht gekanaliseerde beek; stroomrichting aangegeven met gekringelde pijl.



Dwarsprofiel van dezelfde beek; de plaats is met A-B aangegeven op het bovenaanzicht.



5.8 VELDFORMULIER EN VELDCOMPUTER

5.8.1 Veldformulier

Een goed opgezet veldformulier is nodig om de veldwaarnemingen goed over te brengen naar de database. Er moet een goede koppeling zijn tussen inrichting van de database en de wijze van noteren in het veld. Idealiter houdt het veldformulier dezelfde volgorde aan als het invoerscherm. Wanneer men in de database met coderingen werkt, is het raadzaam deze ook op het veldformulier aan te geven. Verder moet er overeenstemming zijn in de gebruikte eenheden of klassen waarin men de parameters meet. Wanneer er bij het invoeren nog een vertaalslag moet worden gemaakt, neemt de kans op fouten toe.

Ten slotte moet het papier waarop men het veldformulier afdrukt stevig zijn. Omdat men in een natte omgeving werkt, is het gebruik van watervast papier en een potlood aan te raden.

[Bijlage 9](#) geeft voorbeelden van veldformulieren voor een aantal toepassingen.

5.8.2 Veldcomputer: voor- en nadelen

Als alternatief voor het veldformulier werken velen tegenwoordig met veldcomputers. Naast het invoeren van gegevens, kan men zo'n computer vaak ook gebruiken voor de navigatie naar het meetpunt, of om gegevens van een vorige bemonstering te raadplegen.

Hieronder noemen we enkele voor- en nadelen van het gebruik van een veldcomputer. Deze lijst is gebaseerd op de ervaringen van meerdere personen, werkzaam bij zowel commerciële, als niet-commerciële instanties. De lijst is niet uitputtend.

Voordelen

- Heeft de potentie gegevens sneller in te voeren (opschrijven) dan een veldformulier.
- De kans op fouten is minder groot omdat er een stap minder nodig is, namelijk die van het invoeren vanaf een handgeschreven veldformulier.
- Geen last van onleesbare handschriften.
- Niet achteraf gegevens van papier invoeren in computer, daardoor minder kans op fouten.
- In het veld heeft men gemakkelijk toegang tot gegevens van eerdere bemonsteringen.

Nadelen

- Bij sommige software is de invoer zeer omslachtig en tijdrovend.
- Nieuwe parameters voor het systeem (nieuwe soorten) kunnen vaak niet toegevoegd worden in het veld.
- Duurder dan papier.
- Enige discipline is nodig om de ingevoerde veldgegevens dagelijks van de computer te halen. Dit is noodzakelijk omdat bij een 'crash' van de computer veel werk verloren gaat. Het crash-risico bestaat altijd op de velddag zelf.
- Van sommige (oudere?) typen is de accu snel leeg.

Heel belangrijk is hoe de computer is ingericht. Dit bepaalt hoe gebruiksvriendelijk het apparaat is en hoe snel men er mee kan werken.

5.9 TIJDSBESTEDING

5.9.1 Achtergrond

De parameters die in dit hoofdstuk zijn beschreven, moeten in ieder geval gemeten worden, afhankelijk van het type water. Niet alle parameters echter, zullen gemeten moeten of kunnen worden tijdens de hydrobiologische bemonstering. Daarnaast kan een meetpuntbeschrijving in de praktijk uitgebreider zijn, afhankelijk van de wensen van de beheerder. De tijdsbesteding die nodig is om een beschrijving van de meetlocatie te maken is afhankelijk van de volgende factoren:

- het type water (bijvoorbeeld lijnvormig of niet-lijnvormig, stromend of stilstaand); dit bepaald voor een deel welke parameters gemeten moeten worden;
- de dimensies van het water (grote brede wateren kosten in principe meer tijd dan kleine smalle wateren);
- de variatie binnen het meetvlak; hoe meer variatie, hoe meer tijd het kost om bijvoorbeeld gemiddelden te bepalen;
- de mogelijkheden om werkzaamheden te combineren, bijvoorbeeld aansluiting zoeken bij het fysisch-chemisch meetnet.

Deze factoren zorgen voor een wisselende tijdsbesteding die men slechts globaal kan schatten.

5.9.2 Tijdsbegroting

Onderstaande begrotingen zijn gebaseerd op de inzet van ervaren veldwerkers. De benodigde tijd voor de kalibratie en het in- en uitladen van meetapparatuur is in deze begroting verrekend, maar de reistijd naar het water niet. Evenmin verrekend is de benodigde tijd voor opleiding, instructie en onderhoud van de apparatuur.

Meetpuntbeschrijving

Tijdsduur: 0,5 tot 1 uur per meetpunt bereikbaar zonder boot, afhankelijk van het aantal parameters en de situatie in het meetvlak;
1 tot 2 uur per meetpunt wanneer een boot nodig is (extra 0,5 tot 1 uur voor het te water laten en binnenhalen van de boot en vaartijd naar het meetpunt).

Invoer en controle van gegevens

Tijdsduur: 0,5 tot 1,0 uur per meetpunt.

5.10 LITERATUURVERWIJZINGEN

- Alterra (2000) *Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 1 t/m 13 (Aquatische supplement)*. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Wageningen.
- ANZECC & ARMCANZ (2000) *Australian guidelines for water quality monitoring en reporting*. National Water Quality Management Strategy Paper no. 7. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council / Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra.
- Aquo-lex (2008) *Aquo-lex Waterwoordenboek*. Versie 6. InformatieDesk standaarden Water. 341 pp.
- Bal D, Beijer HM, Hoogeveen YR, Jansen SRJ & van der Reest PJ (1995) *Handboek voor natuurdoeltypen in Nederland*. IKC-Natuurbeheer nr. 11, Ministerie van Landbouw Natuur en Visserij, Wageningen. 408 pp.
- Bal D, Beijer HM, Fellingier M, Haveman R, van Opstal AJFM & van Zadelhoff FJ (2001) *Handboek natuurdoeltypen*. Tweede geheel herziene druk. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Wageningen. 832 pp.
- CEN/TC 230/WG 2/TG 5/N 67 (2007): *Waterquality – Guidance standard on assessing the hydromorphological features of lakes and reservoirs* (norm in ontwikkeling).
- Elbersen JWH, Verdonschot PFM, Roels B & Hartholt JG (2003) *Definitiestudie Kaderrichtlijn Water (KRW); I. Typologie Nederlandse Oppervlaktewateren*. Alterra-rapport 669, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen. 70 pp.
- Environment Agency (ongedateerd) *UK Invertebrate sampling and analysis procedure for STAR project*. <http://www.eu-star.at/pdf/RivpacsMacroinvertebrateSamplingProtocol.pdf>
- Evers CHM & Knoben RAE (red) (2007) *Omschrijving MEP en maatlatten voor sloten en kanalen voor de Kaderrichtlijn Water*. Rapport 2007-32b, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht. 144 pp.
- Evers CHM, Knoben R & van Herpen FCJ (red) (2012) *Omschrijving MEP en maatlatten voor sloten en kanalen voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2021*. Rapport 2012-34, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort.
- Murray-Bligh JAD (1999) *Procedure for collecting and analysing macro-invertebrate samples*. Quality Management Systems for Environmental Monitoring: Biological Techniques BT001. Version 2.0. Environment Agency, Bristol.
- NEN-EN 14614 (2004) *Water quality – Guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers*. Nederlands Normalisatie-instituut, Delft. 21 pp.
- NEN (2008): *Water quality - Guidance standard on determining the degree of modification of river hydromorphology*. Draft prEN 15843. 24 pp.
- Pasterkamp R & Vermaat JE (2004) *Evaluatie en toepasbaarheid voorlopige kwantitatieve slibnormen voor Nederlandse kustwateren*. Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit, Amsterdam. 37 pp.
- STOWA (2006) *Handboek Nederlandse ecologische beoordelingssystemen (EBEO-systemen)*. Deel A. Filosofie en beschrijving van de systemen. Rapport 2006-4. STOWA, Utrecht. 255 pp + CD-ROM.
- Stumm W & Morgan JJ (1996) *Aquatic Chemistry: Chemical equilibria and rates in natural waters*. 3rd edition. Wiley & sons, New York.
- Van der Hammen H, Claassen THL & Verdonschot PFM (red) (1984) *Handleiding voor hydrobiologische milieu-inventarisatie*. Eindverslag Interprovinciale Ambtelijke Werkgroep Milieu-inventarisatie, subwerkgroep Hydrobiologie, Haarlem. 58 pp + bijl.
- Van der Molen DT & Pot R (red) (2007a) *Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water*. Rapport 2007-32, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht. 290 pp.
- Van der Molen DT & Pot R (red) (2007b) *Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water. Aanvulling kleine typen*. Rapport 2007-32B, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht. 166 pp.
- Van der Molen DT, Pot R, Evers CHM & van Nieuwerburgh LLJ (red) (2012) *Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2021*. Rapport 2012-31, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort.

- Van Spunder I, Pelsma TAHM & Bak A (2006) *Richtlijnen Monitoring Oppervlaktewater Europese Kaderrichtlijn Water*. Versie 1.3. Landelijk Bestuurlijk Overleg Water (LBOW).
- Van Dam O, Osté AJ, de Groot B & van Dorst MAM (2007) *Handboek Hydromorfologie*. Rijkswaterstaat, Lelystad. 180 pp.
- Van Duuren L (red) (2005) *Interprovinciale inventarisatie-eenheden (IPI's) voor floristisch, vegetatiekundig en hydrobiologisch onderzoek*. Centraal Bureau voor de Statistiek, Voorburg/Heerlen.
- Verdonchot PFM & van den Hoorn MW (2004) *Hydromorfologische kwaliteitselementen. Achtergronddocument bij de natuurlijke KRW-typen*. Alterra-rapport 1074, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen. 114 pp.
- Wolters-Noordhoff (2001) *De Grote Bosatlas*. Editie Tweeënvijftig. Wolters-Noordhoff Atlas Productions, Groningen. 264 pp.



HOOFDSTUK 6 DATA-ANALYSE EN -PRESENTATIE

Het lijkt simpeler dan het is: waterkwaliteitsgegevens verzamelen en analyseren. Maar zoals voor elk onderzoek geldt: bezint eer ge begint. Enige basiskennis van statistiek is onmisbaar bij het ontwerpen van een monitoringsprogramma. In dit hoofdstuk behandelen we die basis. Eerst introduceren we de middelen om meetgegevens te analyseren en de informatie op heldere wijze te presenteren. Men begrijpt dan beter de statistische randvoorwaarden bij de meetnetopzet, die we aan het eind van het hoofdstuk bespreken. De tekst is toegesneden op de deskundige staf van een waterbeheersinstelling. We denken daarbij aan toxicologen, chemici, ecologen of hydrologen.

6.1 INLEIDING

Bezint eer ge begint

Voldoende aandacht voor statistische grondbeginselen kan de monitoringsinspanning vereenvoudigen en de zeggingskracht van conclusies versterken. Dat is ons uitgangspunt, maar waarom denken we dat? Omdat we onze gegevens nooit zonder systematische en toevallige fouten kunnen verzamelen. Ook al minimaliseren we die fouten, dan nog zullen we natuurlijke, biologische of geologisch veroorzaakte spreiding blijven tegenkomen. Spreiding of ruis, is er altijd en statistiek is een objectieve methode om daar grip op te krijgen. Het periodiek systeem hangt foutloos aan de muur van het scheikundelokaal, maar komt als zodanig helaas niet in uw monsterfles voor. Statistiek is vaak nodig en minstens even vaak handig, omdat we in een numerieke maatschappij leven, waarin geteld en gewogen wordt, of het nu gaat om soldaten, geld, alcoholconsumptie, auto-ongelukken of het aantal schaatsenrijdertjes op een ven. Statistici van een verzekeringsmaatschappij hebben meestal weinig moeite om hun werk te rechtvaardigen.

Goede redenen om statistiek (toch maar) toe te passen zijn:

- de variatie in de echte buitenwereld is bijna altijd groter dan we denken, of die variatie nu toevallig (onverklaarbaar) is of systematisch (verklaarbaar);
- bemonsteringen en analyses kosten geld, en dat geld kunnen we maar beter verstandig uitgeven;
- vaak willen we toch precieze antwoorden krijgen op vage vragen, zoals hoe groot is dat verschil nu eigenlijk, en als het significant is, wat betekent dat dan?

Statistiek en meetnetontwerp

Toch kennen we onze plaats. Om maar een voorbeeld te noemen: de prachtige correlaties die we vinden hoeven geen oorzaak-gevolg relatie (causaliteit) in te houden. Met ons motto 'bezint eer ge begint' pleiten we vooral voor een zorgvuldige analyse vooraf, van het doel waarmee men gegevens verzamelt. Vervolgens moet men zich bewust worden van de kenmerken van die gegevens en de statistische methoden die men, voor bijvoorbeeld trendanalyse, moet hanteren. Hierop stemt men dan de ruimtelijke dichtheid van het meetnet af (het aantal meetpunten) en de frequentie waarmee men meet. Voor dit meetnetontwerp zijn handboeken beschikbaar (Chapman 1996, CIW 2001), maar gezond verstand is ook op zijn plaats. Tegelijkertijd zijn monitoringprogramma's gebaat bij rust: hoe langer een tijdserie voor een meetpunt, hoe beter. We komen hier op het eind van dit hoofdstuk nog op terug, als we ingaan op de statistische randvoorwaarden voor de opzet van een meetnet.

Andere onderwerpen

Wat kan men nog meer aan statistiek verwachten in een handboek hydrobiologie? De hoofdmoot van de analyses waar een waterbeheerder mee te maken kan krijgen, lijkt ons te bestaan uit univariate regressies en variantie-analyse, of de complexere multivariate methoden voor patroonanalyse of data-reductie (clustering en ordinatie, zoals principale componentenanalyse en correspondentie-analyse). Want ook in het waterbeheer is de vraag vaak te herleiden tot: 'Bestaat er een verband tussen...?' of 'Wat is het verschil tussen...?'

Voor we ons gaan bezighouden met deze analysetechnieken, presenteren we eerst enige basiskennis over variabelen, bespreken we het voorbereiden van onze gegevens voor de eigenlijke analyses, en pleiten we voor exploratieve analyse vooraf. Waar nodig zeggen we iets over rapportage en specifieke programmatuur.

Uiteraard ontbreekt er ook het een en ander in dit hoofdstuk. We gaan bijvoorbeeld niet in op ruimtelijke statistiek. Dit onderwerp is voor hier te complex en het vakgebied is bovendien volop in beweging. Het toetsen aan normen bespreken we in globale termen ([paragraaf 6.2.5](#)) en niet in detail voor de uiteenlopende toetsingen die voorkomen in diverse beoordelingsprogramma's. De structuur van dit hoofdstuk wijkt dan ook niet sterk af van die van een doorsnee handboek zoals dat in onze literatuurlijst voorkomt.

De praktijk

Ter illustratie en oefening hebben we een aantal praktijkvoorbeelden uitgewerkt in Excel spreadsheets. In de tekst verwijzen we hiernaar, bijvoorbeeld 'Een rekenvoorbeeld geven we in de spreadsheet H6_2.xls'. Deze spreadsheets kan men vinden op de STOWA-themasite 'Handboek hydrobiologie'. De meeste analyses die wij hier beschrijven kan men uitvoeren met Excel, hoewel het misschien niet de meest handige werkwijze is. Voor complexere analyses gebruikt men bij voorkeur statistische software, zoals SPSS, SAS, SYSTAT, GENSTAT, R of PAST.

6.2 KENMERKEN VAN VARIABLEN

We kunnen er niet onderuit. We moeten even stil staan bij het soort gegevens dat langskomt in het dagelijkse leven van een waterkwaliteitsdeskundige, en hoe die gegevens door een statisticus onder handen genomen worden. Voor een uitgebreid overzicht verwijzen we naar de tekstboeken in de literatuurlijst, zoals Ott en Longnecker (2001), Oude Voshaar (1994), Snedecor & Cochran (1989) en Sokal & Rohlf (1981). Handig als inleiding en geheugenopfrisser is de Kennisbasis Statistiek van Herman Wijnen en de Universiteit Utrecht (zie [bijlage 2](#)).

6.2.1 Meetschalen en variabelen

In ons veldboekje, veldcomputer of PDA, leggen we een waarneming (observatie) vast. Deze waarneming betreft een kenmerk van 'iets' dat we meten. Dat 'iets' is in de hydrobiologie vaak een volume water, zoals een stuk van een sloot waar een meetpunt ligt, of een denkbeeldige, homogene bel water die door een rivier naar de zee stroomt. Maar het kan ook het sediment zijn, de populatie van een soort, of de levensgemeenschap, op en rond het meetpunt. Ons object van onderzoek, het 'iets' waaraan wij meten, kent dus meerdere verschijningsvormen. We nemen hier een aantal definities over uit de Kennisbasis Statistiek.

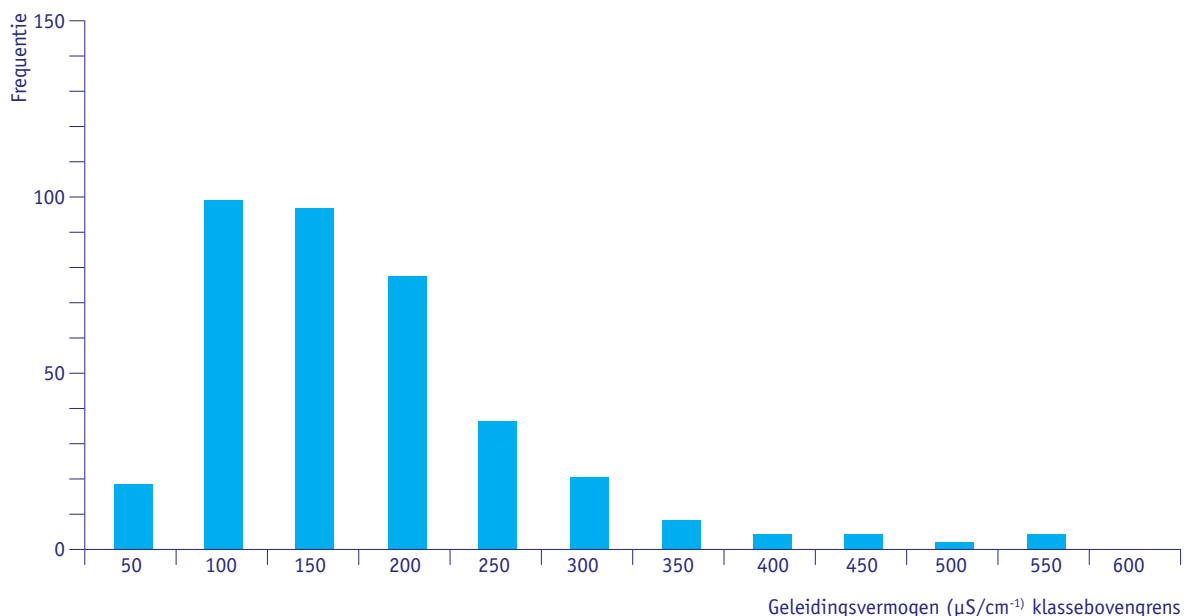
Als voorbeeld nemen we de beschrijving van een meetpunt in een sloot. We noteren de breedte van de sloot op dit punt en de kompas-orientatie van de lengte-as, we schrijven op of er beschaduwing door bomen optreedt, en wat het landgebruik is in de directe omgeving. Verder noteren we of er recent gebaggerd is, of er een kroosdek aanwezig is, hoeveel procent van de oppervlakte dat dek bedekt, of er oevervegetatie staat en vaak ook welke soorten dat zijn. Op dat moment hebben we formeel natuurlijk nog geen idee van de waterkwaliteit, hoewel de deskundige waarnemer al aardig zou kunnen speculeren over pH, geleidingsvermogen, chlorofyl en nutriënten, en ook wel over macrofauna en vis. Slootbreedte, aanwezigheid van kroos, beschaduwing, het zijn allemaal kenmerken, en ze kunnen diverse waarden aannemen. Daarmee zijn deze kenmerken dus variabel en daarom spreken statistici over variabelen. De schaal van een variabele bestaat uit alle mogelijke waarden die deze variabele kan aannemen. In het databeheer en in de wiskunde noemen we dat ook wel het domein van die variabele ([hoofdstuk 2](#)). Nu eens zijn dat alle hele en gebroken waarden tussen min oneindig en plus oneindig, dan weer slechts een klein aantal, zoals er is wel of niet gebaggerd. In het laatste geval heet een variabele discreet, in het eerste continu. Een discrete variabele heeft dus slechts een beperkt aantal uitkomsten. Kwalitatieve, of categorische variabelen zijn een bijzondere groep discrete variabelen. Het zijn geen getallen of tellingen, maar wel geven ze verschil aan: het zijn klassen of nominale categorieën. Denk aan bloedgroepen, soorten, geslacht. Het verschil in kwaliteit is niet in een getal uit te drukken. In de regel hanteren we bijvoorbeeld kleur ook als kwalitatieve variabele, ook al drukken we kleur net zo goed kwantitatief uit als golflengte. Kwantitatief heeft als tegenhanger kwantitatief, en discrete, tel- of meetbare variabelen zijn dus kwantitatief. Waterkwaliteitsgegevens zijn vaak kwantitatief en continu, dus een geleidingsvermogen kan 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zijn, maar ook 101,23 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Let op: in dit handboek en in Nederlandse teksten in het algemeen, schrijven we nog vaak een komma als decimaal scheidingsteken. In de ons omringende, Angelsaksisch-ge domineerde, wetenschappelijke wereld en in alle statistiekprogramma's, gebruikt men een decimale punt, geen komma.

6.2.2 Verdelingen

Als illustratie nemen we het geleidingsvermogen in een reeks oppervlaktewateren (figuur 6.1). De waarden in dit voorbeeld variëren tussen 8 en 541 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Hogere waarden voor het geleidingsvermogen zijn overigens zeker mogelijk; in binnenlandse licht-brakke wateren meten we waarden rond de 1.500 tot 3.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Uit deze figuur blijkt dat lang niet alle waarden tussen 8 en 541 een even grote kans hebben om op te treden. Een groot deel van de waarden ligt tussen de 50 en 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$, en vijftig procent van de getallen ligt tussen 94 en 184 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Een klein aantal getallen ligt ver boven de 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Duidelijk is ook dat de maximumfrequentie niet in het midden ligt, maar naar links is verschoven, en dat de verdeling naar rechts een lange staart heeft van zeldzame hoge getallen. Dit ziet er niet uit als die ideale, symmetrische klokvorm van de normale verdeling uit de statistiekboeken. De verdeling verschilt daar ook significant van. Op de precieze betekenis van dit begrip significantie komen we later terug.

Fig 6.1 Frequentieverdeling van het geleidingsvermogen

Frequentieverdeling van het geleidingsvermogen in een dataset van Oost-Nederlandse oppervlaktewateren. Excel hanteert een 'Bin-range' van zelf te kiezen klassebovengrenzen. Bijgevoegd is de standaardlijst beschrijvende statistische karakteristieken voor dezelfde dataset die 'descriptive statistics' van Excel genereert. Met een Kolmogorov-Smirnov toets is nagegaan of deze verdeling afwijkt van de normale verdeling: de toetsingsgrootte Z heeft een waarde van 2,13 en een overschrijdingskans van 0,0002. Hieruit concluderen we dat de verdeling niet normaal is. De Excel-sheet H06-3 (tabblad Histogram) kan men gebruiken voor het bepalen van het aantal te onderscheiden klassen.



Mean	148	Skewness	1,6
Standard Error	4,3	Range	533
Median	137	Minimum	8
Mode	152	Maximum	541
Standard Deviation	82	Sum	53845
Sample Variance	6802	Count	363
Kurtosis	4,2		

Een groot deel van onze gegevens is dus niet normaal verdeeld. De standaard statistische toetsen gaan er vanuit dat dit wel het geval is. Vaak voldoet een transformatie van de originele getallen om ze in het gewenste keurslijf van de normale verdeling te krijgen (zie [paragraaf 6.3](#)), maar soms niet. Afhankelijk van de precieze vraag en de data kan in dat laatste geval de oplossing liggen in het gebruik van een ander type toets (een verdelingsvrije toets), in een herdefinitie van de vraag, of in het voorzichtig toch doen wat volgens orthodoxe normen niet zou mogen (zie ook [paragraaf 6.5](#)).

Behalve de normale verdeling kennen we nog een aantal andere kansverdelingen (zie [tabel 6.1](#)), zoals de Poisson-verdeling (voor zeldzame gebeurtenissen) en de binomiale verdeling (kans op één van twee categorieën, bijvoorbeeld 'het pistool is geladen of niet'). We verwijzen verder naar de statistiekhandboeken.

Tabel 6.1 Algemene verdelingen die in beschrijvende en analytische statistiek gebruikt worden

VERDELING	OMSCHRIJVING	TOEPASSING
Binomiaal	Aantal waarnemingen n , gemiddelde np , variantie $np(1-p)$.	Kans op voorkomen van een soort, kans op voldoen aan de norm.
Multinomiaal	Als de binomiale verdeling, maar met meer dan twee mogelijkheden, de som van alle kansen is gelijk aan één.	Kans op meerdere klassen, bijvoorbeeld KRW kwaliteit.
Poisson	Aantal waarnemingen n , gemiddelde μ , variantie μ .	Kans op een zeldzame gebeurtenis.
Normaal	Spreiding getallen verdeeld volgens specifieke 'klokvorm'; bij de standaard-normale verdeling zijn de data genormaliseerd of gestandaardiseerd zodat het gemiddelde nul is en de standaardafwijking één.	Groot aantal klassieke statistische toetsen.
t-Verdeling	Gebruikt men als benadering van de normale verdeling, als het populatie-gemiddelde en de standaardafwijking onbekend zijn, maar steekproefgegevens wel beschikbaar zijn.	Toetsen op verschil, betrouwbaarheidsintervallen.
χ^2 -Verdeling	De chi-kwadraat verdeling benadert binomiale verdelingen, zoals de t-verdeling de normale verdeling benadert.	Toetsen op de verdeling over categorieën.
Lognormaal	Als de standaardafwijking groter is dan, of gelijk aan het gemiddelde.	Veel chemische en fysische data zijn lognormaal verdeeld.

6.2.3 Maten voor een middelpunt en spreiding

Beschrijvende statistiek (de statistiek die zich bezig houdt met de beschrijving van kenmerken van een populatie) kent een ruime keuze aan statistische maten. Sommige maten geven het ‘midden’ van een verdeling (centrale maat), sommige begrenzen de plek waar de meerderheid van de getallen zich concentreert, andere maten geven de spreiding van de data weer, of de vorm van de verdeling. Van de meeste maten kan men definities vinden in de helpfunctie van de statistische software, in de statistiekhandboeken die we hiervoor noemden en op de Kennisbasis Statistiek. In [tabel 6.2](#) noemen we de meest gebruikte maten.

6.2.4 Populaties en steekproeven

Statistici maken onderscheid tussen populaties en steekproeven. Als we de totale populatie gemeten hebben, dan mogen we de statistische maten voor de gehele populatie hanteren. Maar meestal hebben we slechts een steekproef bemonsterd, dus weten we iets van een deel van de populatie. De statistische maten van dat deel van de populatie zijn in het gunstigste geval een goede schatter voor de maten van de hele populatie. Om de spreiding van de maat voor de hele populatie zuiver te schatten, voeren statistici een kleine operatie uit: ze delen niet door de steekproefgrootte n , maar door $n-1$. Het jargon voor deze ‘ $n-1$ ’-term is vrijheidsgraden. Er is één vrijheidsgraad ‘verbruikt’ om het gemiddelde van de populatie te schatten uit een steekproef. Bij een vergelijking, zoals een enkelvoudige lineaire regressie bijvoorbeeld, is het aantal vrijheidsgraden $n-2$, want er worden twee parameters geschat: helling en snijpunt met de y -as (intercept). Ons spreadsheet-pakket Excel geeft ons een keuze bij het bepalen van de standaardafwijking (populatie óf steekproef), en die moeten we dus op de juiste wijze maken: bij twijfel, kijk naar het aantal vrijheidsgraden.

6.2.5 Een steekproef en een norm

Waterkwaliteitsgegevens vergelijkt men in de regel met een norm. De wijze waarop dit gebeurt is niet triviaal maar wel vaak in principe arbitrair. Daarom is dit een onderwerp van discussie, tussen experts en ook politici. In zijn algemeenheid is de vraag eenvoudig: ‘Is dit water schoon?’ Maar het gaat uiteindelijk om de details. Grote steekproeven en uit allerlei variabelen samengestelde indices, worden ‘plat’-geaggregeerd tot één oordeel: goed of fout. Die details verdwijnen daarbij noodzakelijkerwijs. Dit hoofdstuk richt zich echter juist op dat voortraject met die details, en niet op de laatste stappen.

In zijn simpelste vorm kan voor de vergelijking van een steekproef met een norm een t -toets gebruikt worden. De toetsingsgrootheid berekent men uit het verschil tussen steekproefgemiddelde en norm, gedeeld door de standaardfout (zie [tabel 6.2](#)). Met behulp van het aantal vrijheidsgraden en een gekozen onbetrouwbaarheid (zeg 5%) kan men dan een waarde uit een t -tabel aflezen.

Als voorbeeld toetsen wij het zuurstofgehalte in een stadsgracht. Dit gehalte mag niet onder de twee milligram zuurstof per liter komen. Het zomergemiddelde zuurstofgehalte is 5,2 mg/l met twintig waarnemingen en een standaardfout van 3,4 mg/l. De t -waarde is gelijk aan $(\text{steekproefgemiddelde} - \text{norm}) / \text{standaardfout} = (5,2 - 2) / 3,4 = 0,94$. Dit is niet hoger dan de waarde uit de t -tabel, te weten 2,09 (0,94 heeft een tweezijdige overschrijdingskans van 36%). Met andere woorden, de steekproef is niet verschillend van de norm. Maar dat is de vraag niet precies. De vraag is of de zuurstofconcentratie boven de norm blijft. Gezien de uitkomst en de spreiding komt het zuurstofgehalte dus soms onder de norm (in naar schatting 18% van de gevallen). Dan zijn vervolgspraken aan de orde, zoals hoe vaak zuurstofconcentraties lager dan de norm geaccepteerd worden. En daarmee zijn we precies aangeland bij die details die voor dit hoofdstuk te ver voeren. Een rekenvoorbeeld geven we in de spreadsheet H6_2.xls.

Tabel 6.2 Maten voor centrum, spreiding en vorm van verdelingen

Een getallenvoorbeeld is gegeven bij [figuur 6.1](#). Hoofdletters hebben betrekking op de oorspronkelijke waarnemingen, kleine letters op verschillen met gemiddelden of anderszins verwachte waarden (residuen).

MAAT	OMSCHRIJVING EN TOELICHTING	FORMULE OF VOORBEELD
CENTRALE MAAT		
Rekenkundig gemiddelde	Som van de waarden van de waarnemingen in de steekproef, gedeeld door het aantal waarnemingen; dit is het meest gebruikte type gemiddelde.	$\bar{X} = \sum (X_i) / n$
Geometrisch gemiddelde	n-de machts wortel uit het product van alle waarden in de steekproef.	$\sqrt[n]{(X_1 \cdot X_2 \cdot \dots \cdot X_n)}$
Mediaan	Het middelste getal in een reeks; minder gevoelig voor extremen.	Van [1,2,3,4,5] is 3 de mediaan.
Modus	Meest voorkomende waarde. Bij continue variabelen is eerst een aggregatie naar klassen nodig, omdat de meeste getallen slechts een keer voorkomen.	Bij [1,2,2,3,4,5] is 2 de modus.
SPREIDING		
Variantie, van steekproef of gehele populatie	Som van de gekwadrateerde verschillen tussen individuele waarnemingen en het (rekenkundig) gemiddelde, gedeeld door het aantal waarnemingen.	Symbool: σ^2 voor de populatie en s^2 voor een steekproef.
	NB1: voor de variantie van een populatie delen door het totale aantal, voor een steekproef door het aantal min één (zie vrijheidsgraden).	$s^2 = \sum (X_i - \bar{X})^2 / (n-1)$
	NB2: de som van de gekwadrateerde verschillen wordt kwadraatsom genoemd en vaak afgekort als SS (Sum of Squares); gedeeld door een steekproefgrootte heet het Mean Square (MS).	
Standaardafwijking, of standaarddeviatie	Wortel van de variantie, brengt de variantie als spreidingsmaat weer terug naar de schaal van de originele getallen.	Symbool σ voor de populatie en s voor een steekproef $SD = \sqrt{s^2}$
Standaardfout, of standaardfout van het gemiddelde (standard error of the mean)	Standaardafwijking gedeeld door de wortel uit het aantal waarnemingen. Dit is een maat voor de precisie van het gemiddelde.	$SE = s / \sqrt{n}$

MAAT	OMSCHRIJVING EN TOELICHTING	FORMULE OF VOORBEELD
Betrouwbaarheidsinterval, bijvoorbeeld 95% of 90%	Interval waarbinnen zich een statistische maat met 95% of 90% waarschijnlijkheid bevindt. Voor het rekenkundig gemiddelde wordt dat berekend door de standaardfout te vermenigvuldigen met een t-waarde. Deze t-waarde wordt afgelezen uit een t-verdeling, en is afhankelijk van het aantal vrijheidsgraden en het gekozen betrouwbaarheidspercentage. De t-verdeling is gebaseerd op de normale verdeling en kan met Excel berekend worden, maar is ook af te lezen uit een tabel die in de meeste statistiekboeken te vinden is.	$SE \cdot t$
Coëfficiënt van variatie	Standaardafwijking gedeeld door het rekenkundig gemiddelde en uitgedrukt als percentage, vooral van belang bij lognormaal verdeelde variabelen.	$s / \bar{X} \cdot 100$
Range	Hoogste waarde minus laagste waarde.	$X_{\max} - X_{\min}$
Percentiel	De waarneming waarboven of waaronder een bepaald percentage van de waarnemingen ligt. De mediaan is het 50-percentiel. Gebruikelijk zijn verder het 5-, 10-, 25-, 75-, 90- en het 95-percentiel. De waarden tussen het 25- en het 75-percentiel noemen we de midrange.	
VORM		
Scheefheid (skewness)	De plaats van de top in de verdeling ten opzichte van het midden tussen minimum en maximum. Een frequentieverdeling waarin de hogere waarden oververtegenwoordigd zijn t.o.v. een symmetrische verdeling heet rechtsscheef (positively skewed). De 'staart' in een rechtsscheve verdeling ligt dus 'naar rechts'. Een andere maat voor de vorm van een verdeling is kurtosis, of toppigheid, een verdeling kan een relatief te hoge of te platte top hebben (respectievelijk lepto- en platykurtisch).	

6.3 VOORBEREIDEN VAN DATA VOOR ANALYSE

Een goed begin is het halve werk

Maak altijd eerst een reservekopie (backup) van het originele gegevensbestand, voor men begint met de gegevensverwerking en statistische analyse. Als er onderweg iets fout gaat is later herstel altijd mogelijk. Bij veel tussenstappen met berekeningen is het verstandig de verschillende tussenstappen ook op te slaan. Vervolgens moet men de originele gegevens inspecteren en controleren (valideren). Hierover is al het nodige gezegd in [hoofdstuk 2](#). Daarom beperken we ons in [paragraaf 6.3.1](#) tot een korte, puntsgewijze opsomming van hetgeen men in deze eerste voorbereidingsfase moet doen. Verder verwijzen we naar [hoofdstuk 2](#) ([paragraaf 2.5.2](#)) en [bijlage 4](#), waar de validatie van gegevens uitgebreid besproken wordt.

6.3.1 Controle per variabele

Niet alle hieronder beschreven controles zijn altijd nodig. Toch bevelen we aan om de lijst iedere keer na te lopen om hersteloperaties achteraf te vermijden.

- 1 Controleer elke variabele op gebruikte eenheden en naamgeving, door het gehele databestand heen. Dit is vooral essentieel wanneer men gegevens uit meerdere bestanden of bronnen moet combineren. Gebruik het SI stelsel voor eenheden van chemische en fysische gegevens en controleer of voor vergelijkbare variabelen dezelfde eenheden en abundantieschaal gebruikt zijn, bijvoorbeeld mg/l of mmol/l, aantal/l of aantal/m², Braun-Blanquet, Tansley of percentage bedekking.
- 2 Controleer, vooral wanneer men bestanden samenvoegt, de eenheden van waterkwaliteitsparameters, zeker van nutriënten, EGV en alkaliniteit. Fosfaat bijvoorbeeld kan gemeten zijn als mg P of mg fosfaat. EGV kan gemeten zijn bij 18, 20 of 25 °C in µS/cm of mS/m. Alkaliniteit kan zijn opgegeven in meq/l, mmol/l, mol/l of µmol/l. De omrekening van eenheden is meestal een eenvoudige lineaire transformatie (zie [paragraaf 6.3.6](#)).
- 3 Controleer of de naamgeving gebaseerd is op de standaard TWN-lijst en zo nee, probeer te achterhalen of de determinatie op consistente wijze is uitgevoerd.
- 4 Ga na of er tussen monsters geen verschillen zijn in het taxonomische niveau tot waar bepaalde dier- of plantengroepen gedetermineerd zijn (klasse, orde, familie, genus, soort, ondersoort).
- 5 Rapporteer het resultaat van deze controles: vermeld de gebruikte taxonomische literatuur en de gehanteerde veld- en laboratoriummethoden (liefst met verwijzing naar normen en protocollen), met de eventuele detectielimieten.

6.3.2 Eenvoudige exploratieve analyse per variabele

Begin met het berekenen van een centrale maat en een spreidingsmaat voor elke variabele. Als centrale maat neemt men het rekenkundig gemiddelde, de mediaan, of het geometrisch gemiddelde. Als spreidingsmaat berekent men de standaarddeviatie, de variatiecoëfficiënt, of de midrange (zie [tabel 6.2](#)). Controleer of er waarnemingen zijn die in grote mate afwijken van de overige waarnemingen. Doe dit door het maken van boxplots of histogrammen (zie [figuur 6.2](#)), of door het berekenen van een 95% betrouwbaarheidsinterval. Bedenk bij deze laatste optie wel dat de waarden van de variabelen scheef verdeeld kunnen zijn.

Een goede eerste benadering voor een 95%-betrouwbaarheidsinterval van een symmetrisch verdeelde variabele, kan men berekenen uit het gemiddelde, $\bar{X}$, en de standaardafwijking, SD. Het betrouwbaarheidsinterval is het interval tussen $\bar{X} - 2 \times SD$ en $\bar{X} + 2 \times SD$ (vergelijk spreadsheet H6_2.xls). Deze benadering is zeker goed voor steekproeven die groter zijn dan twintig waarnemingen. Soms echter is een variabele scheef verdeeld en dan is het betrouwbaarheidsinterval niet symmetrisch. Een scheve verdeling kan onder meer blijken uit het feit dat de standaardafwijking groter is dan het gemiddelde. Ook de verhouding gemiddelde/mediaan is een inzichtelijke maat voor de scheefheid van een verdeling. Als $\bar{X}/X_{\text{mediaan}}$ duidelijk groter is dan één, dan is de scheefheid positief. Als $\bar{X}/X_{\text{mediaan}}$ duidelijk kleiner is dan één, dan is de scheefheid negatief.

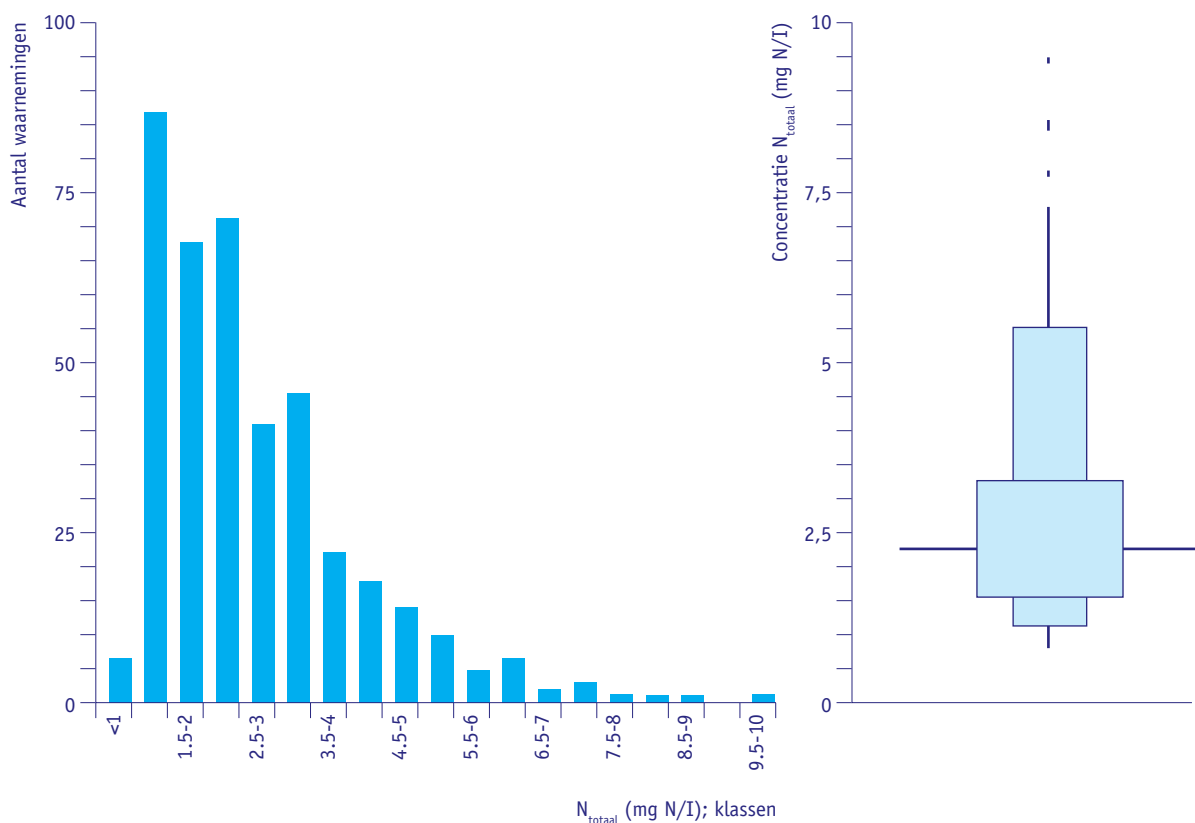
Rapportage

Rapportage van deze verkennende analyse is niet verplicht. Soms is het nuttig om deze in een bijlage wel op te nemen.

Fig 6.2 Twee manieren om de frequentieverdeling van een verzameling waarden te laten zien

Links: frequentieverdeling van totaal-stikstof waarden in het beheergebied van een waterschap. Het histogram geeft weer hoeveel waarnemingen er per klasse (range van waarden) zijn. Een goede vuistregel is om ongeveer de wortel uit het aantal waarnemingen te gebruiken voor het aantal klassen. (Zie H6_3.xls, tabblad Histogram; vergelijk ook [figuur 6.1](#)).

Rechts: een boxplot (officieel box-and-whiskerplot) laat, afhankelijk van de gekozen instellingen, verschillende percentielwaarden zien. In het voorbeeld is de mediaan weergegeven met een dikke horizontale lijn. De brede rechthoek geeft de midrange (waarden van het 25% tot het 75% percentiel) aan, de smallere rechthoeken de waarden tussen het 5% percentiel en het 25% percentiel en de waarden tussen het 75% en het 95% percentiel, de verticale lijnen de waarden van 1-5% percentiel en van 95-99% percentiel. De waarden onder het 1% percentiel en boven het 99% percentiel zijn weergegeven als afzonderlijke punten. (Zie H6_3.XLS, tabblad Boxplot).



6.3.3 Uitbijters, uitschieters of outliers

Door bemonsterings- of laboratoriumfouten, maar eigenlijk veel vaker nog door tikfouten, bevatten databestanden bijna altijd uitschieters, of afwijkende waarnemingen. Bedenk echter wel dat in alle redelijkheid ongeveer 5% van de waarnemingen buiten het 95% betrouwbaarheidsinterval valt. Wees dus niet te rigoreus met het verwijderen van ogenschijnlijke extremen.

Een aantal uitschieters zal men reeds signaleren tijdens de validatie van de gegevens (zie [hoofdstuk 2](#)). Er zijn echter ook waarnemingen die wel binnen de range van de mogelijke waarden vallen, maar toch niet passen binnen de subset van gegevens die men wil analyseren. Hoe men zulke waarden met betrouwbaarheidsintervallen, boxplots of histogrammen op kan sporen, hebben we in de vorige paragraaf uitgelegd. Binnen een tijdreeks kan men uitzonderlijke waarden opsporen, door de waarde van de variabele uit te zetten tegen de tijd. Denk bijvoorbeeld aan een temperatuur van -3 °C in de zomer. Controleer de gegevens bij voorkeur aan de hand van de laboratorium- en veldformulieren op tikfouten en dergelijke en verbeter ze. Van de daarna overblijvende uitbijters mogen alleen de kennelijke fouten verder beschouwd worden als ontbrekende waarnemingen (zie [paragraaf 6.3.4](#)). Criteria zijn van geval tot geval verschillend en ter beoordeling aan de onderzoeker, deze is immers de expert.

Rapportage

In de rapportage vermeldt men per variabele hoeveel uitbijters men heeft verwijderd en/of vervangen door een schatting.

6.3.4 Ontbrekende gegevens of missing values

Het komt regelmatig voor dat een monster niet genomen wordt of dat er in het laboratorium iets mis gaat, vaker dan de meeste mensen denken. Hierdoor ontbreken er gegevens in de tijdreeks. Er zijn methoden om ontbrekende gegevens aan te vullen, maar vaak leiden deze tot een verkeerde conclusie. In principe dus geen ontbrekende gegevens proberen aan te vullen, tenzij er gegronde redenen zijn om dit wel te doen. Hieronder geven we een voorbeeld.

Wanneer men veel variabelen in een analyse gebruikt kan men veel waarnemingen verliezen door het ontbreken van slechts één van de variabelen. Deze situatie doet zich vaak voor wanneer men onderlinge verbanden tussen variabelen onderzoekt, met behulp van multiële regressie ([paragraaf 6.5](#)) en multivariate analyse ([paragraaf 6.7](#)). Wanneer dit steeds dezelfde variabele is moet men deze niet in de analyse betrekken. Maar als per variabele slechts een gering aantal waarnemingen is uitgevallen (minder dan 5% is een betrekkelijk veilige vuistregel), kunnen missende waarden vervangen worden. Dit doet men op basis van het gemiddelde van de overige waarnemingen, of via een schatting verkregen met multiële regressie. Bij enkelvoudige regressie moet men nooit ontbrekende waarden aanvullen.

Excel geeft bij regressie een foutmelding als er in de kolommen getallen ontbreken. Bij het produceren van een correlatie-matrix (zie [kader 6.1](#)) sluit het programma elke rij met een ontbrekend getal van de correlatie uit. Statistiekpakketten geven in de regel de mogelijkheid om missing values aan te geven met een unieke code, bijvoorbeeld 999.

Rapportage

In de rapportage vermeldt men de methode die men heeft gebruikt om ontbrekende waarden te schatten, en het aantal aangevulde waarden per variabele.

6.3.5 Geaggregeerde variabelen berekenen: splitsen of lumpen

Binnen een genus of hoger taxon kunnen soorten voorkomen die zich in ecologische zin volmaakt verschillend gedragen. Dit geldt ook voor verschillende chemische verbindingen met een gemeenschappelijk element (chemische species). De stikstofverbindingen NH_4 en NO_3 bijvoorbeeld, zijn voor verschillende soorten algen in verschillende mate opneembaar. Het is daarom een goed gebruik om alle afzonderlijk gemeten variabelen, of dit nu soorten, fysische of chemische variabelen zijn, als afzonderlijke variabelen in de analyse te betrekken. Het samenvoegen (aggregeren) van soorten tot genera, of het optellen van

verschillende species van hetzelfde chemische element (bijvoorbeeld $\text{DIN} = \text{NH}_4 + \text{NO}_3 + \text{NO}_2$), is dus alleen verstandig als deze samenvoeging noodzakelijk is omdat een deel van de gegevens reeds de geaggregeerde variabele bevat. Er zijn uitzonderingen hierop bij bepaalde vragen. Bijvoorbeeld het aggregeren van soorten die behoren tot eenzelfde functionele groep (let wel: geen taxonomische groepering), om de respons van een ecologisch verwante groep te onderzoeken, of het berekenen van het gehalte DIN om de totale hoeveelheid direct opneembare stikstof af te zetten tegen de beschikbare hoeveelheid fosfaat.

Somgehalten

Het berekenen van de som van verschillende chemische species moet men altijd doen op basis van het gewichtsaandeel van dat element in de verschillende verbindingen. Tel NH_4 en NO_3 dus nooit in grammen per liter bij elkaar op, maar wel in grammen N per liter of in mol per liter. Een brede acceptatie en toepassing van de mol (een SI-eenheid) zou waarschijnlijk een hoop fouten voorkomen.

Tegenwoordig drukken waterbeheerders de hoeveelheden van de voedingsstoffen in de regel uit in milligrammen N of P, waarbij men het onderscheid tussen de verschillende verbindingen bewaart met notaties als $\text{NH}_4\text{-N}$ en $\text{PO}_4\text{-P}$.

Seizoensgemiddelden

Voor het gebruik van seizoens- of jaargemiddelden geldt min of meer hetzelfde als voor andere geaggregeerde variabelen: Vaak zijn juist de maxima of de minima in een seizoen van ecologisch belang, of de waarden in een specifieke periode. Denk er bovendien aan dat voor veel variabelen met duidelijke pieken geldt dat de piek vaak gemist wordt. Alleen al hierdoor kan het seizoens- of jaargemiddelde sterk verschillen tussen jaren. In zulke gevallen is het beter om de mediaan of een ander percentiel te gebruiken.

Bedenk ten slotte dat sommige variabelen min of meer betrekking hebben op eenzelfde object. Dat is evident voor een variabele als chlorofyl a, die een maat is voor de biomassa van algen in een water. Het zal duidelijk zijn dat de hoeveelheid algen dus niet verklaard wordt door de hoeveelheid chlorofyl. Maar ook een variabele als totaal-fosfaat (P-totaal) heeft voor een vaak groot gedeelte betrekking op algenbiomassa, omdat algen fosfaat opnemen. Men moet dan ook zeer voorzichtig zijn met het gebruik van P-totaal als verklaring voor de hoeveelheid algen.

6.3.6 Transformaties

Maak recht wat krom is

Veel van de statistische toetsen die we gebruiken gaan uit van normaal verdeelde variabelen, of van andere vóóronderstellingen die te maken hebben met de normale verdeling. Om zulke toetsen te kunnen gebruiken bij scheef verdeelde variabelen, moet men de data eerst transformeren. Transformaties kunnen echter leiden tot ongewenste effecten (bijvoorbeeld bij regressie-analyse en variantie-analyse; zie [paragraaf 6.5](#)). Daarom is het niet altijd verstandig een variabele te transformeren, uitsluitend vanwege zijn verdeling.

Logaritmische transformatie

Een logaritmische transformatie, $X' = \ln(X+a)$ of $X' = {}^{10}\log(X+a)$, past men vaak toe bij chemische en sommige fysische variabelen, waarvan de standaarddeviatie recht evenredig is met het gemiddelde per groep (dat wil zeggen: bij herhaalde waarneming op enkele plekken, of binnen min of meer homogene groepen van meetpunten). De standaarddeviatie van een scheefverdeelde variabele is groot in verhouding tot het gemiddelde (minstens groter dan de helft van het gemiddelde). In beide gevallen wordt dus niet voldaan aan de randvoorwaarden voor regressie-analyse en variantie-analyse.

De logaritmische transformatie leidt tot problemen wanneer de dataset veel nullen bevat of waarden beneden de detectielimiet. Een goede gewoonte is dan om nullen en waarden beneden de detectielimiet te

vervangen door de helft van de waarde van de detectielimiet, of door het minimum van de overige waarnemingen. In dit geval kiest men voor a de waarde nul in de bovenstaande formule. Een andere mogelijkheid is om bij alle gegevens een vaste waarde a groter dan nul op te tellen, voordat men de logaritme neemt. Dit is wel aan voorwaarden gebonden: de vaste waarde a moet in elk geval kleiner zijn dan de waargenomen minimale waarde, of kleiner dan de detectielimiet.

Andere transformaties

Ook bij abundanties komen geregeld nullen voor in de waarnemingen. Dit soort variabelen is echter vaak Poisson verdeeld. Als men een klassieke statistische analyse wil uitvoeren met de kleinste kwadratenmethode (zie [paragraaf 6.5](#)), moet men voldoen aan de geldende randvoorwaarden. Uit de variantie van deze verdeling (zie [tabel 6.1](#)), kan men afleiden dat een worteltransformatie ($X' = \sqrt{X}$) vaak uitkomst zal kunnen bieden.

Voor een robuuste en verdelingsvrije toets op effecten van variabelen met andere verdelingen, is een rangtransformatie soms nuttig. Hierbij sorteert men de waarden van laag naar hoog, waarna men de waarden vervangt door hun volgnummer.

Dummy-variabelen

Bij regressie-analyse kan het praktisch zijn om nominale variabelen te transformeren naar dummy-variabelen. Een nominale variabele is bijvoorbeeld grondsoort. Afhankelijk van het aantal klassen van de nominale variabele creëert men meerdere nieuwe variabelen, die de waarden nul of één kunnen aannemen: nul als de waarneming niet behoort tot de klasse en één als de waarneming wel behoort tot de klasse. Voor een kenmerk met drie klassen (zoals de drie grondsoorten zand, klei en veen) zijn twee dummy-variabelen nodig (bijvoorbeeld x en y , met zand: $x=1, y=0$; klei: $x=0, y=1$; veen: $x=0, y=0$). Zie hiervoor ook [paragraaf 6.5](#) 'Regressie-analyse en variantie-analyse'.

Standaardisatie

Het komt vaak voor dat variabelen een uiteenlopende schaal hebben of dat de waarden van de diverse variabelen zeer verschillend zijn (denk bijvoorbeeld aan concentraties van sporenelementen versus concentraties van macronutriënten). Het is dan verstandig om alle waarden voorafgaand aan een multivariate analyse te standaardiseren. Dit doet men door elke waarde te verminderen met het gemiddelde en te delen door de standaardafwijking.

Rapportage

Vermeld welke variabelen zijn getransformeerd en welke transformatie is toegepast. Vermeld het bij standaardisatie gebruikte gemiddelde en de standaarddeviatie. Verantwoord bij $\log(X+a)$ de gekozen waarde voor a . Eventueel kan uitgebreider gerapporteerd worden in een bijlage bij uw rapport.

6.4 EXPLORATIEVE ANALYSE VAN VERBANDEN TUSSEN VARIABLEN

Eerst tekenen dan rekenen

6.4.1 Inleiding

Meestal bestaat er van tevoren wel een idee over de mogelijke relaties tussen variabelen, maar weten we weinig van de vorm van die relaties (is hij lineair of niet-lineair). Door eenvoudige plotjes te maken kunnen we al een tip van de sluier oplichten. Bovendien zagen we al dat met deze plotjes eenvoudig afwijken-de waarnemingen opgespoord kunnen worden. Let wel, deze plotjes zijn slechts exploratief, verkennend dus, en perfectie in de vorm hoeft niet nagestreefd te worden.

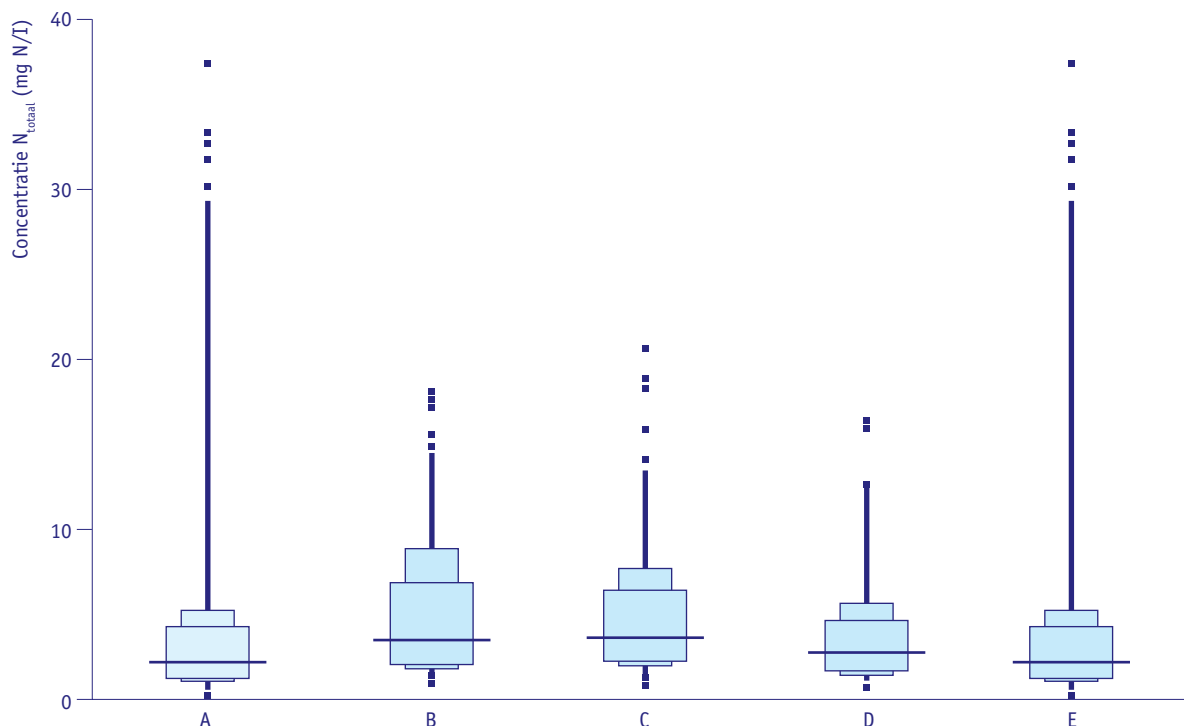
6.4.2 Boxplots

Boxplots zijn we al tegen gekomen in [paragraaf 6.3.2](#). Daar waren ze bedoeld om de verdeling van een variabele te bestuderen. Ze kunnen echter ook heel goed gebruikt worden om de verdeling van een continue variabele binnen twee of meer verschillende klassen onderling te vergelijken ([figuur 6.3](#)). Voorbeelden van zulke klassen zijn watertypen, bodemtypen, stroomgebieden en waterlichamen. Ook kan men op basis van andere gegevens een indeling in klassen maken, bijvoorbeeld in gebieden die grotendeels aangesloten zijn op een RWZI (rioolwaterzuiveringsinstallatie) dan wel septic tanks, of in gebieden die verschillen in landgebruik (stedelijk gebied, veeteelt, landbouw, industriegebied).

Boxplots kunnen ook nuttig zijn bij het evalueren van beheersmaatregelen. In één plot vergelijkt men de verdeling van een variabele vóór en na uitvoering van de maatregel. Of men vergelijkt een gebied waar de maatregel is genomen met een gebied waar dat niet is gedaan. Met zulke boxplots kan men ook de resultaten van experimenten presenteren na variantie-analyse (zie [paragraaf 6.5](#)). Boxplots worden dus bij uitstek gemaakt als de verklarende variabele nominaal is.

Fig 6.3 Een eenvoudige, exploratieve boxplot

Een eenvoudige, exploratieve boxplot die het gehalte totaal-stikstof tussen vijf gebieden vergelijkt. Deze is gemaakt zonder invoegtoepassingen in Excel: zie sheet H6_4.xls.



6.4.3 Kruistabellen

Kruistabellen (in Excel draaitabel of pivot table) zijn geschikt om verbanden tussen nominale variabelen te laten zien ([figuur 6.4](#)). Synoptische tabellen (vooral gebruikt in de vegetatiekunde) zijn een speciale vorm van kruistabellen.

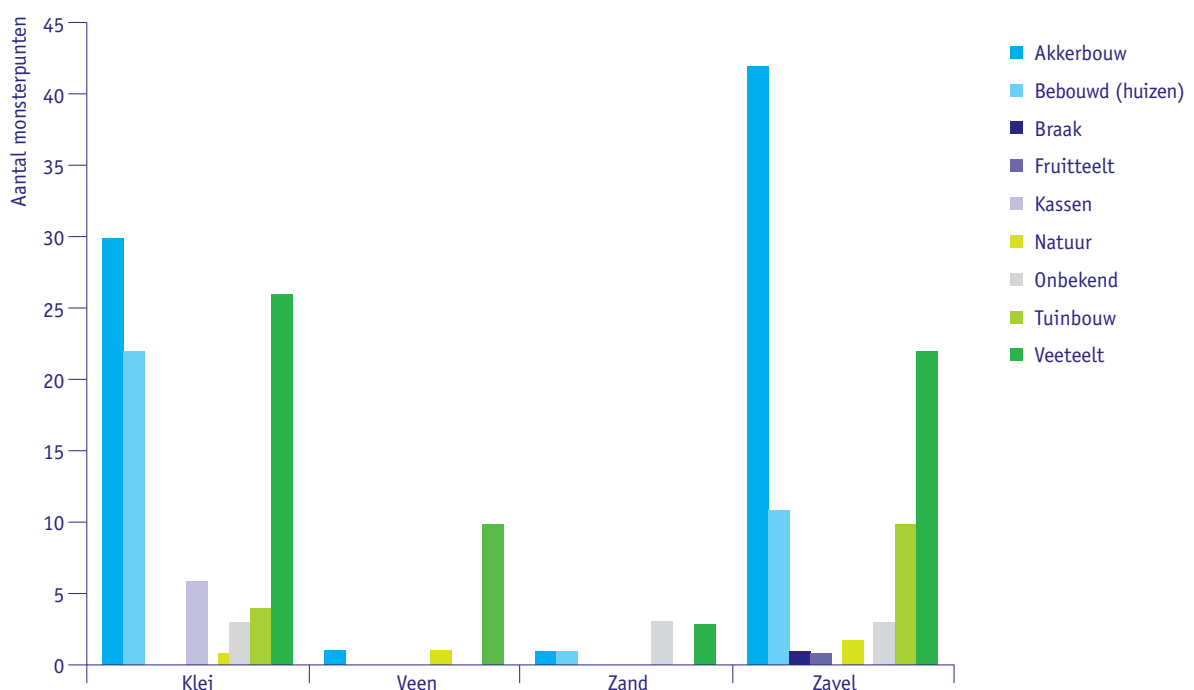
Fig 6.4 Kruistabel en bijbehorende staafgrafiek

Let op: kruistabellen en bijbehorende grafieken kunnen eenvoudig in Excel geproduceerd worden. Voor een exploratieve analyse is de kwaliteit van figuren niet van belang. Om een presentabel resultaat te krijgen is natuurlijk wel enige aandacht vereist. Het voorbeeld in deze figuur is uitgewerkt in spreadsheet H6_4.xls, tabbladen 'kruistabel' en 'staafdiagram bij kruistabel'.

Verdeling van monsterpunten over bodemsoort en bodemgebruik

		BODEMGEBRUIK								
SOM VAN AANTAL MONSTERPUNTEN		AKKERBOUW	BEDOUD (HUIZEN)	BRAAK	FRUITTEELT	KASSEN	NATUUR	ONBEKEND	TUINBOUW	VEETEELT
BODEM										
	Klei	30	22			6	1	3	4	26
	Veen	1					1			10
	Zand	1	1					3		3
	Zavel	42	11	1	1		2	3	10	22
	Totaal	74	34	1	1	6	4	9	14	61
										204

Bodem en grondgebruik



6.4.4 Scatterplots

Scatterplots (vergelijk [figuur 6.5](#) en [6.8](#)) gebruikt men om verbanden tussen continue variabelen te exploreren. De ene variabele wordt langs de horizontale as uitgezet en de andere langs de verticale as. Op deze wijze ziet men al snel of de twee variabelen een verband vertonen en wat ongeveer de vorm van dit verband is.

Scatterplots zijn ook uitermate geschikt voor een tweede controle op uitbijters, na de controle aan de hand van histogram of boxplot. Met de scatterplot kan men ook controleren of er waarnemingen zijn die uitzonderlijk zijn in relatie tot de waarde van de andere variabele (maar op zich binnen een gebruikelijke range of betrouwbaarheidsinterval vallen). Een getallenpaar kan bijvoorbeeld een y -waarde hebben, die sterk afwijkt van wat gebruikelijk is bij vergelijkbare x -waarden. Dit punt ligt dan ver buiten de puntenwolk in de scatterplot. Tijdens de exploratieve analyse per variabele ([paragraaf 6.3.2](#)) kon men nog niets afwijkends zien aan zowel de x -waarde als de y -waarde.

6.4.5 Correlatie en rangcorrelatie

Een correlatiematrix kan snel een indruk geven van de onderlinge verbanden tussen variabelen, als we veel combinaties van variabelen tegelijkertijd willen onderzoeken. Voorwaarde voor toepassing is dat men vrij zeker is dat de onderlinge relaties min of meer lineair zijn (of tenminste monotoon stijgend of dalend).

Een correlatiematrix is een tabel die de correlaties tussen variabelen weergeeft (zie [kader 6.1](#)). De Pearson-correlatie verdient de voorkeur voor normaal verdeelde variabelen, of variabelen die dit bij benadering of na transformatie zijn. De Pearson correlatiecoëfficiënt is als volgt gedefinieerd:

$$r = \sum x_i y_i / (\sqrt{\sum x_i^2} \cdot \sqrt{\sum y_i^2})$$

Hierin is x_i gelijk aan het verschil van de waarde van de variabele X gemeten in monster i (X_i) en het gemiddelde van alle waarden van de variabele X ($\bar{X}$): $x_i = X_i - \bar{X}$, en is y_i gelijk aan $Y_i - \bar{Y}$. Het verschil in betekenis van hoofdletters en kleine letters is van belang. Hoofdletters hebben betrekking op de oorspronkelijke waarnemingen, kleine letters op verschillen met gemiddelden of anderszins verwachte waarden, de zogenaamde residuen (afwijkingen van de verwachte waarden).

De correlatiecoëfficiënt geeft feitelijk aan hoe duidelijk het verband of de samenhang is, dus in welke mate meetfouten en random variatie een rol spelen. De correlatiecoëfficiënt neemt waarden aan van min één (er is een lineair dalend verband tussen Y en X zonder ruis) tot plus één (er is een lineair stijgend verband tussen Y en X zonder ruis). Als de waarde gelijk is aan nul, dan is er uitsluitend ruis en ontbreekt enig verband. Bij tussenliggende waarden is er meer of minder ruis. Overigens betekent een lage correlatie niet altijd dat er geen verband is, er kan immers een niet-lineair verband zijn (vergelijk [figuur 6.5](#)).

Voor zeer scheve verdelingen of anderszins afwijkende verdelingen verdient de rangcorrelatie volgens Spearman de voorkeur. Deze rangcorrelatie kan ook in Excel berekend worden. Daartoe transformeert men de oorspronkelijke waarden eerst naar rangnummers en voert daarop een Pearson correlatie uit.

6.4.6 Tijdreeksen

Bij gemeten tijdreeksen met veel ruis, bijvoorbeeld als gevolg van seizoensvariatie, verdient het aanbeveling om een scatterplot te maken van gladgestreken (smoothed) waarden tegen de tijd. We verkrijgen deze door het berekenen van zogenaamde voortschrijdende gemiddelden. In [kader 6.2](#) werken we uit hoe men een zo glad mogelijke tijdreeks kan presenteren. Let wel: met 'glad' bedoelen we hier ontdaan van ruis, zodat de trend beter tot uiting komt.

KADER 6.1**CORRELATIEMATRIX VAN EEN REEKS VARIABLEN**

Correlatiematrix van een reeks variabelen gemeten in het sediment van een Zuid-Hollandse stadsgracht.

Dit is Excel-output; statistische software presenteert ook de significantie van de correlatie-coëfficiënten direct, de toets is gelijk aan die op de hellingshoek bij regressie (zie paragraaf 6.5). Significantie is afhankelijk van het aantal vrijheidsgraden (df) en de gekozen betrouwbaarheid. Ter illustratie: correlaties zijn bij een betrouwbaarheid van 95% significant als ze groter zijn dan 0,576 bij df=10, groter dan 0,423 bij df=20 en groter dan 0,195 bij df=100. In dit voorbeeld gaat het om 29 monsters (df=27); correlaties zijn dan significant boven 0,367. Frappant zijn de sterke correlaties tussen nikkel en chroom, en tussen polyaromatische koolwaterstoffen (PAH) en lood. Opvallend is ook de afwezigheid van sterke verbanden met de gehalten van organische stof en klei van het sediment.

	org	<2um	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb	As	DDT	PCB	oil	PAH
org	1													
<2um	0.080	1												
Cr	-0.024	0.264	1											
Ni	-0.045	0.348	0.964	1										
Cu	-0.005	0.006	0.698	0.565	1									
Zn	0.045	0.100	0.530	0.491	0.653	1								
Cd	-0.145	0.065	0.495	0.392	0.817	0.650	1							
Hg	-0.045	-0.110	0.581	0.450	0.848	0.459	0.764	1						
Pb	-0.009	-0.092	0.511	0.397	0.825	0.619	0.804	0.848	1					
As	-0.025	0.426	0.524	0.526	0.534	0.637	0.723	0.432	0.505	1				
DDT	0.050	0.134	0.673	0.614	0.668	0.737	0.401	0.406	0.477	0.377	1			
PCB	0.065	0.359	0.530	0.552	0.497	0.622	0.329	0.169	0.240	0.475	0.796	1		
oil	0.289	0.085	0.570	0.521	0.749	0.577	0.668	0.674	0.776	0.575	0.468	0.333	1	
PAH	0.052	-0.068	0.563	0.408	0.862	0.594	0.822	0.872	0.957	0.530	0.479	0.259	0.741	1

6.5 VARIANTIE-ANALYSE EN REGRESSIE-ANALYSE

De bomen en het bos zien

6.5.1 Inleiding

Hoewel regressie en variantie-analyse vaak voor totaal verschillende doeleinden gebruikt worden, delen ze twee cruciale aspecten. Ten eerste zijn beide methoden een poging om de totale waargenomen variatie op te splitsen in een zinvol deel, dat ergens aan toe te schrijven is, en in de resterende, willekeurige of random ruis. Kortweg: data = model + ruis. Ten tweede hanteren ze voor ons doel dezelfde uitgangspunten en toetsingscriteria.

Wat is het grote verschil? Dat zit in het zinvolle deel van de variatie in de zogenaamde afhankelijke variabele. Met andere woorden: in het deel van de variatie dat samenhangt met (of veroorzaakt wordt door) de verklarende (onafhankelijke) variabele. Bij regressie veronderstellen we een continue variabele X (figuur 6.5a). Deze variabele verklaart een deel van de variatie in de waarnemingen Y. Bij variantie-analyse is X niet continu, maar opgedeeld in klassen (behandelingen of niveaus; in het Engels: levels). De opdeling kan trapsgewijs zijn (figuur 6.5b), maar er hoeft geen enkele rangorde of verband tussen de behandelingen te bestaan. Iets formeler gesteld, de onderliggende modellen verschillen:

regressie: $Y_i = a + b X_i + \epsilon$

variantie-analyse: $Y_j = \text{gemiddelde}(Y_{ji}) + \epsilon$

In beide formules staat de index i voor de afzonderlijke waarnemingen, de index j voor de verschillende klassen (onafhankelijke nominale variabele), Y voor de waarden van de afhankelijke variabele en X voor de bijbehorende waarden van de onafhankelijke variabele. De coëfficiënten a en b beschrijven het verband tussen de variabelen X en Y en de letter ϵ staat voor de random ruis.

KADER 6.2

HET GEBRUIK VAN EEN VOORTSCHRIJDEND GEMIDDELDE

Het gebruik van een voortschrijdend gemiddelde (running average) om een trend zichtbaar te maken.

Om een trend zichtbaar te maken kan men het voortschrijdend gemiddelde berekenen. Voor een goed resultaat is het zaak om het tijdvak waarover men middelt juist te kiezen. De beste optie is het tijdvak aan te passen aan de periode van de seizoensfluctuatie. Dat is een periode van een jaar, dus bij een jaarronde, maandelijkse meting zijn dat twaalf maanden (waarnemingen). Bij een te korte periode, bijvoorbeeld drie maanden, blijft in dit voorbeeld de seizoensvariatie duidelijk zichtbaar. Bij een te lange periode (bijvoorbeeld vijftien maanden) komt de seizoensvariatie afgevlakt terug.

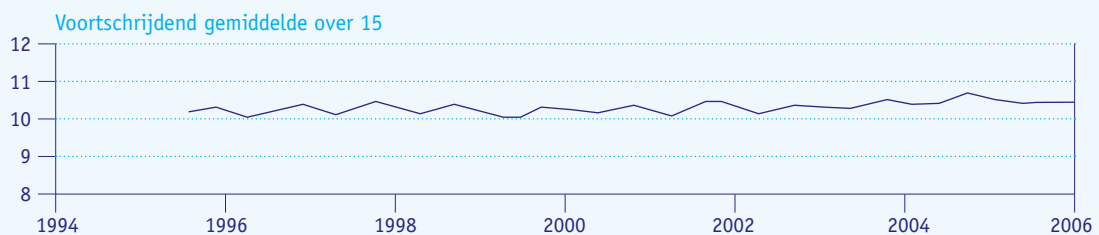
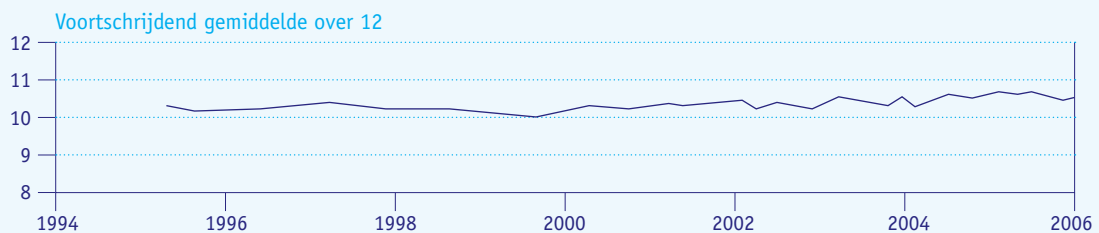
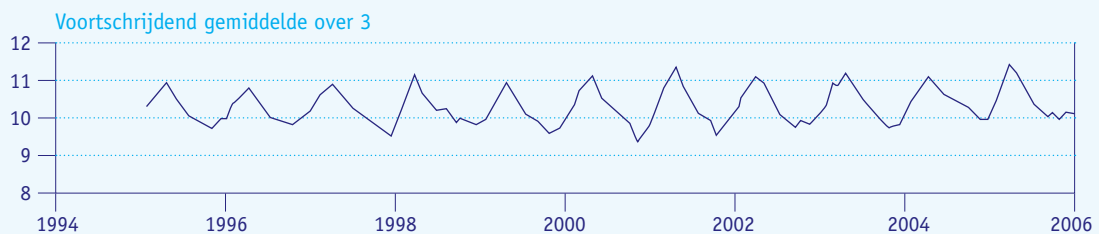
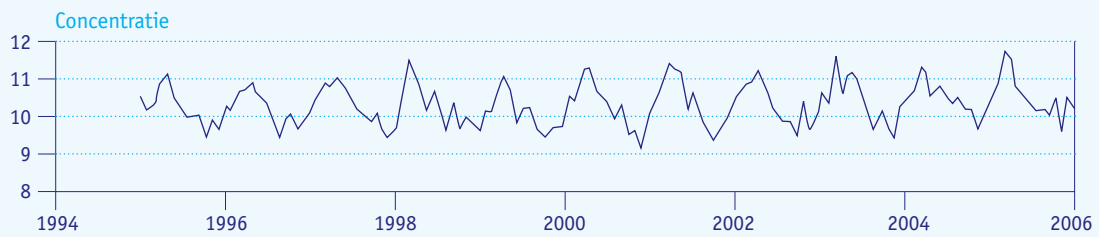
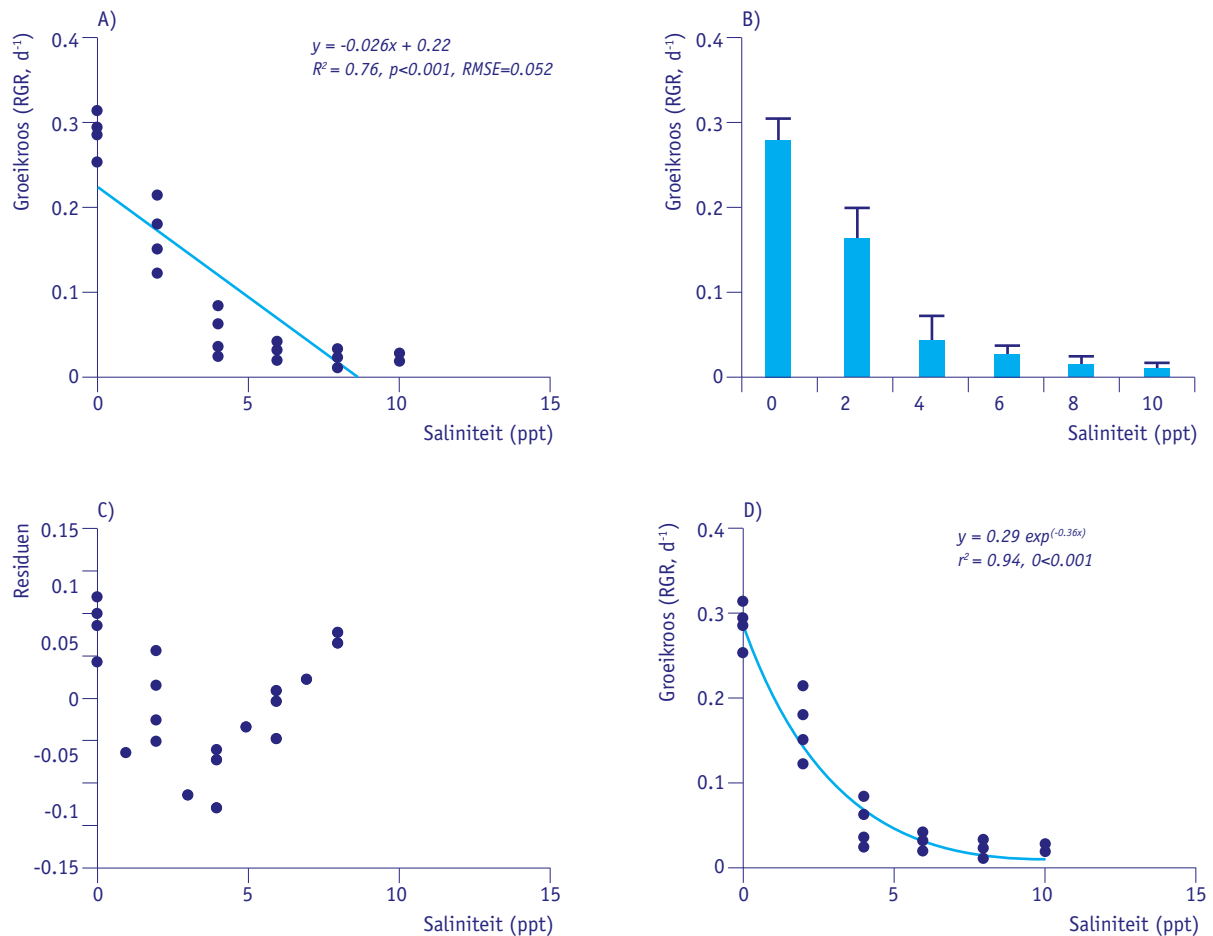


Fig 6.5 Regressie (A) en variantie-analyse (B) van dezelfde getallenset

Het betreft een experiment naar de groei van een kroossoort als een functie van de saliniteit van het huishoudelijk afvalwater dat als groeimedium wordt gebruikt. De residuen van de lineaire regressie zijn weergegeven in (C). Deze zijn niet homogeen omdat de spreiding bij hogere saliniteit kleiner is dan bij lagere saliniteit. Bovendien vertonen de residuen een interessant dal bij 4 ppt saliniteit. Mogelijk was een iteratief gefitte curve (D) of een curve gefit na logaritmische transformatie van RGR een betere keus geweest dan een rechte lijn (zie ook [paragraaf 6.5.6](#) 'iteratieve niet-lineaire regressie fits'). De bijbehorende Excel-uitvoer staat in [kader 6.3](#) en de getallenset is te vinden in de spreadsheet H6_5a.xls.



Bij regressie-analyse zoeken we dus naar een verband tussen Y en een continue variabele X, bij variantie-analyse naar verschillen in de waarde van Y tussen de niveaus van X. Die niveaus van X kunnen bewust gekozen experimentele behandelingen zijn of willekeurige gebieden, meren, of meetpunten. Als illustratie laten we zien dat een en dezelfde dataset met beide technieken geanalyseerd kan worden: de groei van kroos in huishoudelijk afvalwater neemt af met toenemend zoutgehalte ([figuur 6.5](#) en [kader 6.3](#)). Afhankelijk van de precieze vraag kiezen we voor variantie-analyse of regressie.

De toetsingsgrootheid F

Beide technieken samen vormen het hart van de klassieke statistiek in de basishandboeken. Beide technieken gebruiken de variantie-ratio als toetsingsgrootheid. Voor de variantie-ratio wordt het symbool F gebruikt. F is de verhouding (ratio) tussen de door het model 'verklaarde' variantie en de restvariantie

(niet door het model verklaarde variantie). Beide variantie-componenten worden geschat. Is de F-ratio veel groter dan één, dan besluiten we dat een groter deel van de totale variatie toe te schrijven is aan een effect van de behandelingen (variantie-analyse) of aan de vergelijking (regressie). Deze variantie-schatters worden gerapporteerd als Mean Squares in de Engelstalige literatuur, dat zijn de kwadraatsommen (Sums of Squares) gedeeld door de vrijheidsgraden (df). Men mag de F-toets gebruiken wanneer:

- de residuen normaal verdeeld zijn, dat wil zeggen dat de verdeling van de residuen niet duidelijk afwijkt van de normale verdeling;
- de variantie van de residuen homogeen is, dat wil zeggen dat de variantie van de residuen niet systematisch samenhangt met de waarden van de verklarende variabelen.

Bij variantie-analyse houdt dit in dat de residuele variantie van de verschillende niveaus ongeveer gelijk moet zijn. Bij regressie-analyse mag de variantie in de afhankelijke variabele niet systematisch veranderen (dus toe- of afnemen), bij toenemende waarde van de verklarende variabele. Evenmin mag de variantie eerst toenemen en daarna weer afnemen of omgekeerd. De statisticus zegt dat de varianties homogeen moeten zijn. Voor de achterliggende reden van de homogeniteitseis verwijzen we naar de handboeken.

Deze voorwaarden ten aanzien van de verdeling van de gegevens, liggen ten grondslag aan de tabellen met kritische waarden van F en vergelijkbare toetsingsgroottheden. Deze tabellen staan achter in de statistiek-handboeken, maar zijn ook beschikbaar door middel van functies in doorsnee spreadsheet-software.

En als de getallen niet voldoen aan de voorwaarden

Wat doen we als de gegevens niet aan deze voorwaarden voldoen? Er zijn drie oplossingen (zie ook [paragraaf 6.3](#)):

- 1 transformeer de getallen. Deze oplossing is het meest robuust. Vaak neemt de spreiding in Y toe met toenemende X. Een $\log(Y+a)$ -transformatie is in dat geval vaak afdoende. Kies a weloverwogen, met name om er voor te zorgen dat de oorspronkelijke nullen niet erg van plaats verschuiven ([paragraaf 6.2](#));
- 2 gebruik verdelingsvrije, minder kritische toetsen. We verwijzen hiervoor naar de handboeken waarin alternatieve toetsen besproken worden die *verdelingsvrij* of *parametervrij* worden genoemd. Deze toetsen zijn daardoor in meer gevallen bruikbaar, maar hebben minder onderscheidend vermogen ([paragraaf 6.8](#)). Enkele voorbeelden: de toets op significantie van de Spearman rang-correlatie is bruikbaar als alternatief voor de F-toets bij regressie. De Kruskal-Wallis toets gebruikt men in plaats van een variantie-analyse met de F-toets;
- 3 doe of je neus bloedt. Deze oplossing hoeft zo gek nog niet te zijn, als je van mening bent dat er niet veel reden is om roomser te willen zijn dan de paus. De F-toets is minder gevoelig voor afwijking van de aannamen dan menig een denkt¹. Afwijkingen van normaliteit zijn niet ernstig, maar de verdeling van de residuen moet wel min of meer symmetrisch zijn.

Significantie en onderscheidend vermogen

De toetsingsgrootheid F vergelijkt dus de verklaarde variantie met de residuele (resterende) variantie. Die vergelijking gebeurt met een getal uit de tabel van de F-verdeling. Dat getal is de kans dat de verhouding tussen de verklaarde variantie en de residuele variantie door toeval tot stand gekomen is, terwijl er geen verband is. Het getallenvoorbeeld in [kader 6.2](#), met de regressie van kroesgroei tegen saliniteit van het afvalwater, geeft een F-waarde van 68,7. De hierbij berekende overschrijdingskans is extreem klein (ongeveer $3 \cdot 10^{-8}$).

¹ Als de conclusies louter op de robuustere anova's zijn gebaseerd is het voldoen aan de voorwaarden niet cruciaal. De meervoudige vergelijkingen tussen meerdere gemiddelden zijn wel erg gevoelig (zie [paragraaf 6.5.2](#)).

Deze overschrijdingskans noemen we in het dagelijks spraakgebruik de significantie. Dit interpreteren we als aanwijzing dat het extreem onwaarschijnlijk is dat het waargenomen verband op louter toeval berust: 'Dit kan geen toeval meer zijn!' In werkelijkheid kan het nog steeds toeval zijn, alleen is die kans klein.

Als er in werkelijkheid geen verband is, maar het resultaat van de toetsing suggereert van wel, dan spreken statistici van een fout van de *eerste soort* (soms ook 'eerste orde' genoemd). Deze kans, α , willen we zo laag mogelijk houden, want het spreekwoordelijke ongeluk zit mogelijk in dat kleine hoekje. Gebruikelijk is een bepaalde kans af te spreken waaronder we besluiten dat een verschil of regressie significant is. Meestal neemt men hiervoor in de natuurwetenschappen 5% of 0,05. We accepteren dus een kans van maximaal 5% dat we ten onrechte concluderen dat er een verschil is, of een verband, terwijl dit in werkelijkheid op toeval berust.

Daarnaast is er echter ook een risico dat we ten onrechte besluiten dat er geen verband is, terwijl dit er in werkelijkheid wel is. We noemen dit een fout van de *tweede soort* (β , zie ook [paragraaf 6.7](#)). De kans dat we een effect van een bepaalde grootte ook daadwerkelijk als significant terug zullen vinden ($1-\beta$), noemt men het onderscheidend vermogen van de toets. Voor een uitgebreidere bespreking verwijzen we naar de handboeken statistiek.

Hieronder bespreken we de variantie-analyse en regressie apart, ondanks de wezenlijke overeenkomst tussen de twee benaderingen. Het voert te ver om ze hier allemaal te behandelen. Twee belangrijke mengvormen komen wel aan bod: co-variabelen bij variantie-analyse en dummy-variabelen bij regressie.

6.5.2 Variantie-analyse

Variantie-analyse of ANOVA (analysis of variance) is de veelzijdige variant van de algemeen bekende t-toets. Een t-toets beantwoordt de vraag naar het verschil tussen de gemiddelden van twee steekproeven ($\bar{X}_1$ en $\bar{X}_2$). In een t-toets vergelijkt men de toetsingsgrootte t met een waarde uit de t-verdeling. De toetsingsgrootte is het verschil gedeeld door een gemeenschappelijke standaardfout voor die twee gemiddelden:

$$t = (\bar{X}_1 - \bar{X}_2) / (\sqrt{s_1^2/n_1 + s_2^2/n_2})$$

Een vereenvoudiging is mogelijk als de twee standaardfouten vergelijkbaar zijn. Excel kent een drietal t-toetsen: (1) voor gelijke varianties, (2) voor ongelijke varianties, en (3) voor gepaarde waarnemingen. In het laatste geval toetst men feitelijk of de verschillen tussen de waarnemingen binnen elk paar afwijken van nul. Als de waarnemingen werkelijk op enigerlei wijze gepaard zijn levert deze aanpak veel onderscheidingsvermogen op. Een regressiebenadering is dan overigens ook mogelijk.

Meerdere steekproeven

Bij variantie-analyse kan men gelijktijdig ook meerdere steekproeven onderling vergelijken. Het is hierbij altijd verstandiger om de steekproeven samen in één ANOVA te vergelijken, dan om een reeks aparte t-toetsen te doen. Het onderscheidend vermogen is dan namelijk hoger. Dit komt omdat de restvariantie geschat wordt uit alle residuen samen, en niet alleen uit die van de twee vergeleken gemiddelden.

Toepassingen

Vormen van ANOVA gebruikt men vooral bij de analyse van experimenten, maar kan men ook in het waterbeheer toepassen. Als voorbeeld noemen we vergelijkingen tussen stroomgebieden, peilvakken of polders, vergelijkingen van waterkwaliteit boven- en benedenstrooms van een puntbron, en vergelijkingen tussen

behandeling en controle om het effect van een maatregel te analyseren. Bij dit laatste hanteren we idealiter het BACI (before-after-control-impact) ontwerp (zie Peterson *et al.* 2001 en de statistische handboeken). Daarmee kunnen we in principe alle kritische *ja maar*-vragen beantwoorden.

KADER 6.3

VOORBEELD VAN EXCEL-OUTPUT VAN REGRESSIE EN VARIANTIE-ANALYSE

In dit voorbeeld zijn dezelfde gegevens gebruikt als in [figuur 6.5](#).

Toelichting: df is degrees of freedom, of vrijheidsgraden; SS is Sums of Squares of eigenlijk Sum of Squared Differences between observations and mean; MS is Mean Square, ofwel SS/df; Significance en P-value zijn hetzelfde, namelijk de overschrijdingskans van de toetsingsgrootte F of t. De twee t-toetsen testen of het intercept en de helling verschillen van nul. Dit getallenvoorbeeld illustreert ook dat $t^2 = F$.

(a) regressie-output Excel kroosgroei-saliniteit

SUMMARY OUTPUT

Regression Statistics	
Multiple R	0.870
R Square	0.758
Adjusted R Square	0.747
Standard Error	0.052
Observations	24

ANOVA

	df	SS	MS	F	Significance F
Regression	1	0.187723214	0.187723	68.74864	3.2424E-08
Residual	22	0.060072619	0.002731		
Total	23	0.247795833			

	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value
Intercept	0.222	0.019	11.716	0.000
X Variable 1	-0.026	0.003	-8.291	0.000

(b) variantie-analyse output Excel kroosgroei-saliniteit

Anova: Single Factor

SUMMARY

Groups	Count	Sum	Average	Variance
0	4	1.13	0.2825	0.000625
2	4	0.66	0.165	0.0015
4	4	0.19	0.0475	0.000758
6	4	0.11	0.0275	9.17E-05
8	4	0.07	0.0175	9.17E-05
10	4	0.05	0.0125	0.000025

ANOVA

Source of Variation	SS	df	MS	F	P-value	F crit
Between Groups	0.238520833	5	0.047704	92.57951	3.37897E-12	2.77285
Within Groups	0.009275	18	0.000515			
Total	0.247795833	23				

Opmerking: de Nederlandstalige versie van Excel gebruikt in enkele gevallen vrij onverwachte vertalingen van de statistische termen. Hieronder een overzicht:

ENGELS	NEDERLANDS
Adjusted R-squared	Aangepaste kleinste kwadraat
df, degrees of freedom	Vrijheidsgraden
SS, sums of squares	Kwadratensom
MS, mean squares	Gemiddelde kwadraten
Coefficients	Coëfficiënten
Standard Error	Standaardfout
t Stat	T-statistische gegevens
P-value	P-waarde

In ons voorbeeld ([kader 6.3](#)) is de ANOVA zeer significant ($p < 0,001$). Ook de verklaarde variantie is hoog (between SS/total SS = 0,96). De vraag is echter betrekkelijk oppervlakkig, dus het antwoord ook. We weten nu dat er een verschil is tussen deze zes behandelingen, zonder verdere details. De nulhypothese was namelijk: 'Er is geen verschil.' Er zijn dus, als we meer in detail willen weten welke verschillen significant zijn, vervolgttoetsen nodig. Daarnaast zou een slimmere proefopzet (experimental design) of andere statistische analyse, meer helderheid kunnen geven. In ons voorbeeld is lineaire regressie zo'n slimmere analyse. Daar krijg je immers meer waar voor je geld, via het specifiekere antwoord van de regressie-vergelijking: $Y = a + bX$ (zie [paragraaf 6.5.3](#)).

Over het ontwerpen van experimenten en observationele studies is veel literatuur beschikbaar, vooral uit de landbouw en medische statistiek. In [paragraaf 6.8](#) gaan wij nader in op het inrichten van een meetnet. Het streven hierbij is de kans op een fout van de tweede soort te minimaliseren, bij een verstandig gekozen, minimale combinatie van altijd kostbare herhalingen.

Complexere variantie-analyse-ontwerpen zijn ruim voorhanden in de literatuur en in de toegespitste statistische software. Meestal gaat het om de manier waarop een meervoud aan behandelingen of steekproeven in onderlinge samenhang gerangschikt worden, zoals in een factorieel ontwerp of bij een blokkenproef.

Output

Een eenvoudige een- en tweeweg-variantie-analyse is mogelijk in Excel. Voor complexere meervoudige variantie-analyse heeft men 'echte' statistische software nodig. De meeste statistische pakketten produceren uitvoer van variantie-analyses in ANOVA-tabellen (zie [kader 6.3](#) en [6.4](#)). Die tabellen sommen de factoren op, de bijbehorende vrijheidsgraden (zie [tabel 6.2](#)), de kwadraatsommen (sums of squares, SS), de variantieschatters (mean squares, MS) de F-ratio's en de bijbehorende overschrijdingskansen.

Factorieel ontwerp

Bij een factorieel ontwerp kan aan goed gecontroleerde laboratorium- of veldexperimenten worden gedacht waarbij een responsvariable gemeten wordt bij alle mogelijke combinaties van niveaus van twee of meer factoren. In het kroosvoorbeeld zou bijvoorbeeld een uitbreiding mogelijk zijn met de verdunning van het huishoudelijk afvalwater, of met meerdere soorten kroos, bijvoorbeeld *Lemna gibba* en *Lemna minor*.

Dat laatste hebben we in een voorbeeld uitgewerkt (kader 6.4). Dit is een voorbeeld van een tweeweg ANOVA.

De uitvoer van de tweeweg ANOVA is wat uitgebreider dan bij de enkelvoudige (oneway), maar niet principieel anders. De groei van de twee kroossoorten verschilt significant en de saliniteit heeft een significant effect op de groei. Er is nog een derde term opgevoerd, de *interactie*. Deze geeft antwoord op een interessante extra vraag: is het effect van saliniteit hetzelfde voor deze twee soorten, of niet? Als het effect hetzelfde is, zijn de twee factoren *additief*, en dan is de interactie niet significant. Is de interactie wel significant dan zijn beide factoren niet additief, en dan maakt het uit hoe we de twee factoren combineren. Dit betekent namelijk dat het verschil in groei tussen de twee soorten afhankelijk is van het zoutgehalte (zie [figuur 6.6](#)). Bij lage saliniteit groeit *Lemna minor* duidelijk minder dan *Lemna gibba*, bij hogere zoutconcentraties is het verschil veel kleiner.

KADER 6.4

VOORBEELD VAN EXCEL OUTPUT VOOR EEN TWEEWEG VARIANTIE-ANALYSE (ANOVA)

Dit is een analyse van de resultaten van het groei-experiment met twee kroossoorten, *Lemna gibba* en *Lemna minor*. Zowel de factor kroossoort, als saliniteit, als hun interactie zijn zeer significant ($p < 0,001$).

variantie-analyse output Excel tweeweg ANOVA van groei van twee kroossoorten versus saliniteit

Anova: Two-Factor With Replication

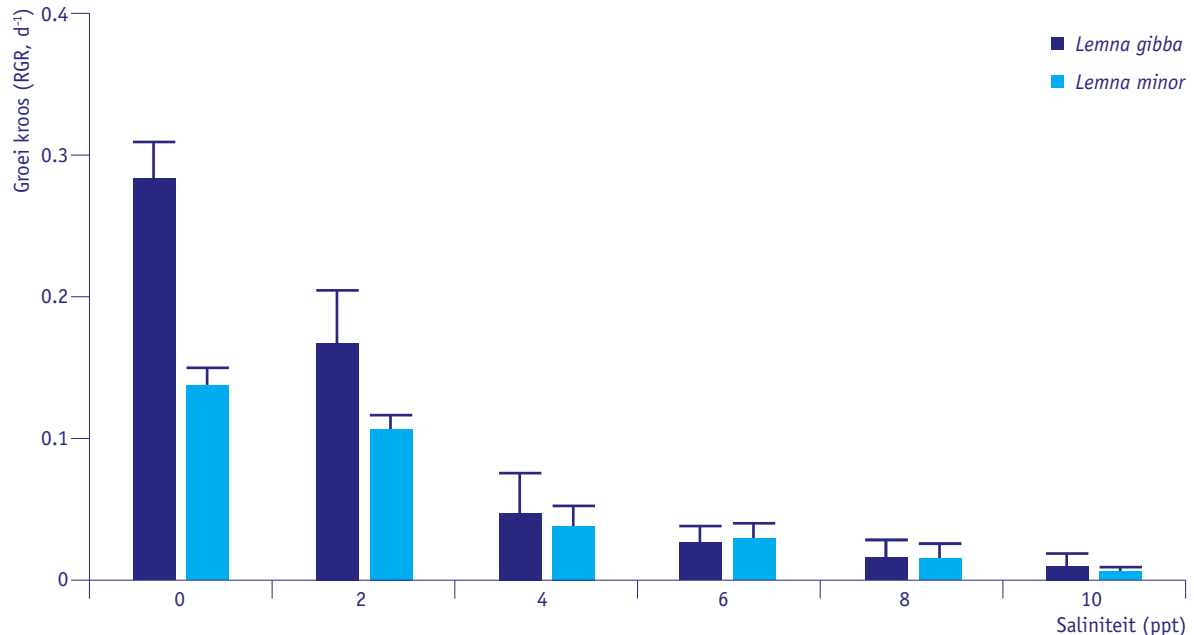
SUMMARY	0	2	4	6	8	10	Total
<i>gibba</i>							
Count	4	4	4	4	4	4	24
Sum	1.13	0.66	0.19	0.11	0.07	0.05	2.21
Average	0.283	0.165	0.048	0.028	0.018	0.013	0.092
Variance	0.001	0.002	0.001	0.000	0.000	0.000	0.011
<i>minor</i>							
Count	4	4	4	4	4	4	24
Sum	0.55	0.43	0.17	0.12	0.065	0.025	1.36
Average	0.138	0.108	0.043	0.030	0.016	0.006	0.057
Variance	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.003
<i>Total</i>							
Count	8	8	8	8	8	8	
Sum	1.68	1.09	0.36	0.23	0.135	0.075	
Average	0.210	0.136	0.045	0.029	0.017	0.009	
Variance	0.006	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	

ANOVA

Source of Variation	SS	df	MS	F	P-value	F crit
Sample = kroossoort	0.015052083	1	0.015052	37.27429	5.028E-07	4.113161
Columns = saliniteit	0.2615875	5	0.052318	129.5567	5.682E-22	2.477165
Interaction	0.033754167	5	0.006751	16.71745	1.583E-08	2.477165
Within	0.0145375	36	0.000404			

Fig 6.6 Het effect van saliniteit op de groei van Bultkroos en Klein kroos

Het effect van saliniteit op de groei twee soorten kroos, Bultkroos (*Lemna gibba*) en Klein kroos (*Lemna minor*).



Blokkenproeven

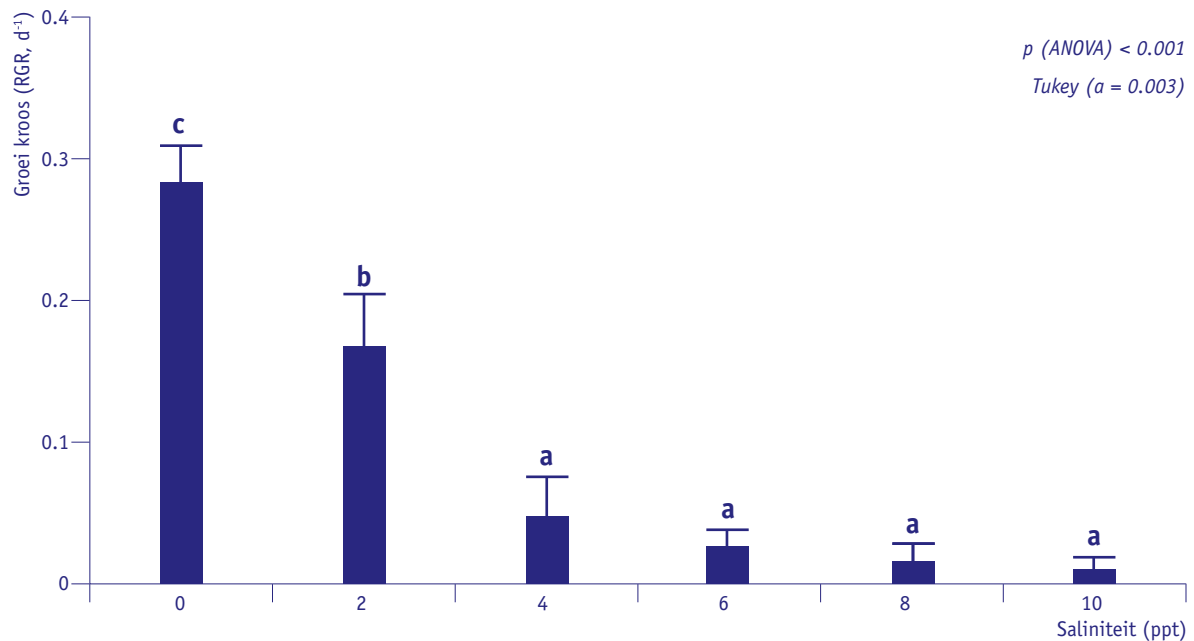
Blokkenproeven, zoals randomized block en split-plot ontwerpen, worden veel gebruikt in veldexperimenten. Ook deze vragen een tweeweg ANOVA. In veldexperimenten moet men zorgen dat de altijd aanwezige ruimtelijke verschillen een kleinere rol spelen, door er apart voor te corrigeren met een aantal blokken of deelproefveldjes. Meestal is de ruimtelijke variatie op kleine schaal aanmerkelijk minder dan op iets grotere schaal. Alle behandelingen herhaalt men daarom binnen een aantal kleinere deelproefveldjes. De behandelingen verdeelt men willekeurig binnen de deelproefveldjes.

Meervoudige vergelijking

De vervolgvraag naar het verschil tussen individuele behandelingen kan men beantwoorden met *multiple comparisons*, oftewel meervoudige vergelijkingstoetsen. De veelvoud aan mogelijkheden die de software ons hier biedt, suggereert dat het een bloeiend deelgebied is voor statistici. We beperken ons hier tot een verwijzing naar de statistische handboeken en het artikel van Day en Quinn (1989). In principe hanteert men een reeks van opeenvolgende t-toetsen met twee aanpassingen. De eerste aanpassing is het gebruik van de residuele variantie (Error Mean Square) van de hele ANOVA. Dit verhoogt over het algemeen het onderscheidend vermogen, in vergelijking tot een serie aparte t-toetsen. De tweede aanpassing is de Bonferroni of Dunn-Sidak correctie. Deze houdt in dat we moeten corrigeren voor het risico dat we, bij herhaald trekken van kleine steekproefjes uit dezelfde populatie, puur toevallig toch altijd wel een paar extremen zullen koppelen. De klokvormige normale verdeling heeft immers ook twee staarten... Hiervoor corrigeert men door conservatief de betrouwbaarheid bij elke individuele vergelijking te verlagen, zodat deze voor de totale set aan vergelijkingen samen nog rond de 0,05 blijft (figuur 6.7). Het gevolg is dat het onderscheidend vermogen afneemt naarmate men meer vergelijkingen doet. Een voor de hand liggende oplossing is dan om de behandelingen te groeperen, zodat niet alle vergelijkingen nodig zijn.

Fig 6.7 Correct gebruik van a posteriori meervoudige vergelijkingen met behulp van de Tukey-toets

De simultane onbetrouwbaarheid is voor het hele experiment op 0,05 gehouden, door de individuele onbetrouwbaarheid per paarsgewijze vergelijking te reduceren tot 0,0033. Dit heet de Bonferroni-correctie: α (per vergelijking) = α (hele experiment) / (aantal vergelijkingen). Het aantal vergelijkingen voor zes behandelingen is $5+4+3+2+1=15$.



6.5.3 Lineaire regressie

Bij regressie is de hoofdvraag of er verbanden bestaan tussen continue variabelen. Het te toetsen verband is asymmetrisch. Dat wil zeggen dat er sprake is van een oorzaak (verklarende of onafhankelijke variabele) en een effect (afhankelijke variabele). Daarnaast is er de impliciete aanname dat de onafhankelijke variabele zonder ruis gemeten is.

Bij lineaire regressie gaat het om de vergelijking $Y = a + bX$. Hierbij is a het intercept (de waarde van Y voor $X = 0$), en b de helling van de regressielijn (de richtingscoëfficiënt). Met behulp van de kleinste kwadraten-methode wordt de resterende ruis (RSS, residual sum of squares) geminimaliseerd. Bij een klassieke lineaire regressie zorgt de kleinste kwadratenmethode ervoor dat de oplossing analytisch en uniek is. Bij niet-lineaire regressie maakt men vaak gebruik van iteratieve methoden. Bij deze methoden benadert men de oplossing stap voor stap. Het resultaat van regressie-analyse is dus de beste lijn of curve voor een mogelijk verband tussen de afhankelijke Y en de onafhankelijke X .

Statistische output (zie kader 6.3) levert bijna altijd meer informatie dan we nodig hebben. Onze eerste interesse is in de vergelijking. In hoeverre hangt bijvoorbeeld het geleidingsvermogen af van de chlorideconcentratie, of de kroosgroei van het zoutgehalte. Als een groot deel van de totale variantie in Y verklaard kan worden door de regressie-vergelijking, dan noemen we de regressie significant en zijn we tevreden. Ons criterium is weer de F-ratio. Hoe groter de ratio, hoe kleiner de kans dat het verband puur toevallig is, en hoe kleiner ook de overschrijdingskans p . Als $p < 0,05$ noemen we het verband significant, bij nog kleinere overschrijdingskansen spreekt men wel van zeer significant.

R²

Tegelijkertijd zien we dat bij een hoge F ook de verklaarde variantie (R²) groot is. Het model verklaart dan een groot deel van de variantie. Dit is inzichtelijk in de uitvoer van de ANOVA-tabel ([kader 6.3](#)), die laat zien dat de kwadraatsommen voor model en residu optellen tot het totaal. De R² wordt berekend als de ratio model SS / totale SS, en kan dus variëren tussen nul en één. In het laatste geval is er geen ruis, en in het eerste geval alleen maar ruis, dus geen enkel verband.

R² is, bij enkelvoudige lineaire regressie, gelijk aan het kwadraat van de correlatie-coëfficiënt r. Deze coëfficiënt varieert tussen min één en plus één. Als we al de helling en de R² rapporteren is r verder overbodig. De correlatie-coëfficiënt gebruikt men vooral in exploratieve analyses.

Omdat we voor het regressiemodel enkele parameters schatten berekent de software ook nog een bijgestelde (adjusted) R². Deze grootheid heet ook wel coëfficiënt of determination of R²_{adj}. R²_{adj} wordt berekend als $1 - (s^2_{\text{residual}} / s^2_{\text{tot}})$, waarin s²_{tot} gelijk is aan de totale kwadraatsom gedeeld door het aantal vrijheidsgraden. Bij deze bepaling houdt men dus rekening met het aantal onafhankelijke variabelen waarvoor een coëfficiënt geschat is. Hoe meer variabelen in het model geschat worden, hoe groter de correctie. Dit zullen we later ook bij multiële regressie zien.

RMSE

Ook van belang is de root mean squared error (RMSE), oftewel de wortel van de residuële-variantie. De RMSE is een soort standaardafwijking (de wortel uit een variantie). Het is een maat voor de gemiddelde fout in een voorspelling door de regressielijn. Tenslotte worden in een doorsnee output ook nog t-toetsen gerapporteerd, voor intercept en helling. Beide t-toetsen stellen vast of de geschatte waarde voor snijpunt en helling verschilt van nul. De t-toets voor de helling is precies hetzelfde als de F-toets voor de hele regressie (reken maar uit in [kader 6.3](#): F = t²). Soms wordt ook om een betrouwbaarheidsinterval gevraagd, van een schatter of een regressielijn. Hiervan is een voorbeeldberekening uitgewerkt in spreadsheet H6_5b.xls.

6.5.4 Multiële regressie

Multiële of meervoudige regressie is een uitbreiding naar het gebruik van meer verklarende variabelen:

$$Y = a + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_nX_n +$$

De output is vergelijkbaar met die van de enkelvoudige lineaire regressie. Alleen zijn er nu meerdere hellingen en wordt voor elke helling een t-toets gerapporteerd of deze coëfficiënt van nul verschilt. Een voorbeeld van een multiële regressie is uitgewerkt in [kader 6.5](#). In dit voorbeeld zien we ook dat R²_{adj} < R².

Het maakt nogal uit voor de na elke stap overblijvende residuen, welke X wanneer gebruikt wordt in de multiële regressie. De handboeken en software beschrijven dan ook allerlei benaderingen: full, backward, forward, stepwise, om er een paar te noemen. Ons voorbeeld in [kader 6.5](#) is SPSS-uitvoer van een (forward) stepwise regressie. Deze aanpak begint bij de X die de meeste variatie verklaart, kijkt dan naar de overgebleven variabelen voor de volgende, en zo stapsgewijze verder totdat geen enkele variabele meer voldoet aan de criteria. Gaandeweg kan een variabele ook weer verwijderd worden. Criterium is meestal een significantie-niveau, voor opname in of verwijdering uit de vergelijking. De criteria kan men handmatig instellen. Voor verdere details verwijzen we naar de statistiekhandboeken.

KADER 6.5

MULTIPELE REGRESSIES VAN ARSENICUMGEHALTE

Multipele regressies van arsenicumgehalte in stadsgrachtsediment met andere sedimentkarakteristieken: (a) Excel-output multipele regressie (geel: twee significante factoren) en (b) SPSS-output stepwise regressie forward.

a. multipele regressie: Arseen in stadsgrachtsediment

SUMMARY OUTPUT

Regression Statistics	
Multiple R	0.869
R Square	0.756
Adjusted R	0.640
Standard Error	6.908
Observation	29

ANOVA

	df	SS	MS	F	Significance F
Regression	9	2805.426767	311.7140853	6.53142634	0.000302593
Residual	19	906.7801292	47.72526996		
Total	28	3712.206897			

	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value	Lower 95%	Upper 95%
Intercept	-2.344	4.508	-0.520	0.609	-11.779	7.091
org	0.072	0.109	0.656	0.520	-0.157	0.300
<2um	0.274	0.156	1.757	0.095	-0.052	0.600
Cr	-0.131	0.292	-0.449	0.658	-0.744	0.481
Ni	0.436	0.501	0.869	0.396	-0.613	1.485
Cu	-0.023	0.024	-0.964	0.347	-0.073	0.027
Zn	0.005	0.004	1.223	0.236	-0.004	0.014
Cd	10.137	2.973	3.410	0.003	3.915	16.360
Hg	-0.238	2.489	-0.096	0.925	-5.447	4.971
Pb	-0.001	0.006	-0.229	0.821	-0.014	0.011

b. multipele regressie: stepwise Arseen met de rest

Model Summary

Model	R	R Square	Adj. R Square	SE of Estimate
1	0.723	0.523	0.505	8.097
2	0.817	0.668	0.642	6.889

a Predictors: (Constant), Cd

b Predictors: (Constant), Cd, <2um

Model	Unstandardized Coefficients	Standardized Coefficient	t	Sig.
	B	Beta		
1 (Constant)	11.613		5.625	5.709E-06
Cd	8.662	0.723	5.442	9.311E-06
2 (Constant)	1.403		0.400	0.6925316
Cd	8.365	0.698	6.164	1.613E-06
<2um	0.435	0.381	3.363	0.0024007

a Dependent Variable: As

Excluded Variables(c)

Model	Beta In	t	Sig.	Partial Corr	Collinearity Tolerance
2 org	0.047045611	0.403388636	0.690091777	0.080416441	0.9711038
Cr	0.111252452	0.818765085	0.420657069	0.161600685	0.7012638
Ni	0.161726129	1.244806918	0.224745893	0.241586943	0.741653
Cu	-0.120324159	-0.60345612	0.551641716	-0.119821696	0.3295941
Zn	0.25364419	1.769083596	0.089079998	0.333553989	0.5747734
Hg	-0.151438056	-0.8329422	0.412764417	-0.16432391	0.3913323
Pb	-0.064697678	-0.3246396	0.748154754	-0.064791495	0.3333288
DDT	0.055385028	0.438543054	0.664759139	0.087373183	0.8271528
PCB	0.139778984	1.094060126	0.284358337	0.213754703	0.7772519
oil	0.136928824	0.896094348	0.378750184	0.176408197	0.5516479
PAH	-0.056918213	-0.27523818	0.785395323	-0.054964421	0.3099381

b Predictors in the Model: (Constant), Cd, <2um

c Dependent Variable: As

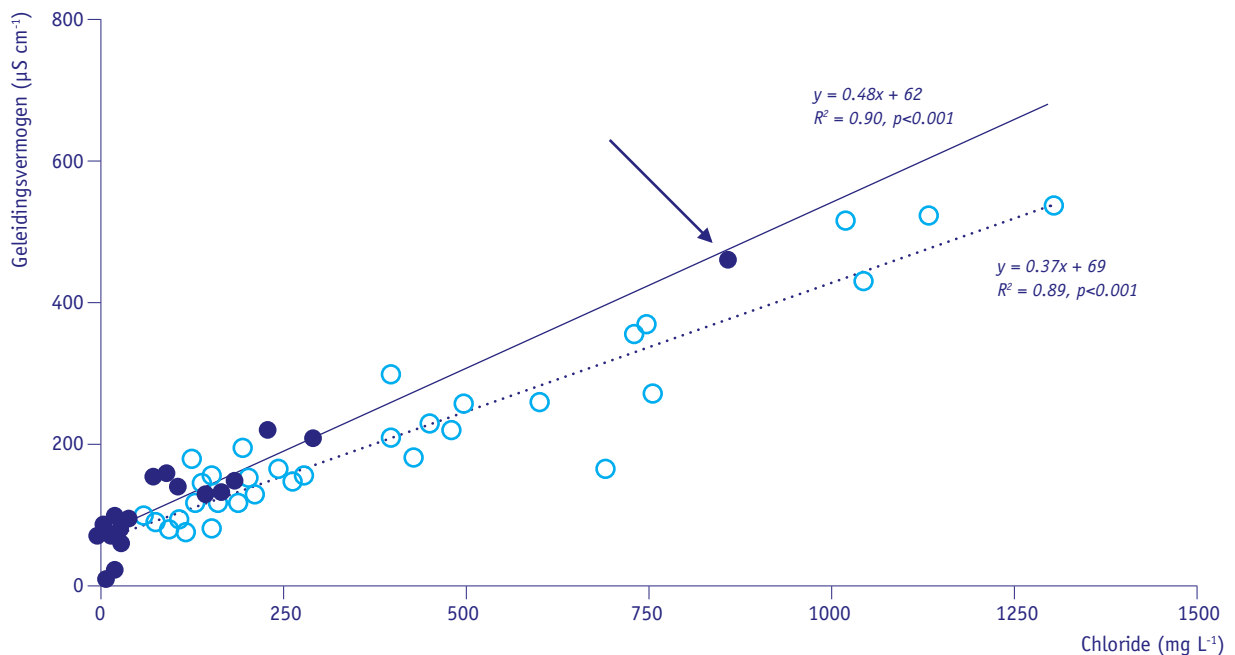
6.5.5 Vergelijken van regressies

Net zoals men in een variantie-analyse geïnteresseerd is in verschillen tussen behandelingen, kan men dat bij een regressie zijn in verschillen tussen regressielijnen, of tussen de puntenwolken die zij beschrijven. Zijn de hellingen verschillend of de intercepten, of kunnen we net zo goed een gemeenschappelijke regressielijn gebruiken (figuur 6.8, spreadsheet H6_5c). Voor zo'n vergelijking bestudeert men de door de modellen verklaarde variantie, of resterende ruis. Dus toetst men of het meest complexe model, met verschillende hellingen en intercepten, significant meer van de totale variatie verklaart dan een simpeler alternatief.

Toepassingen zijn denkbaar in kwaliteitscontrole op het lab, maar ook in de hydrochemische analyse van onbekende mengsels van grondwater met sulfaatbelast oppervlaktewater. Toegankelijke uitwerkingen zijn te vinden in Ott & Longnecker (2001), Neter *et al.* (1996) en Steel & Torrie (1980). Bij de aanpak maakt men gebruik van dummy-variabelen, die met waarden (0,1) een bepaalde deeldataset aangeven. Deze variabelen worden achtereenvolgens wel en niet opgenomen, waarna men voor alle combinaties de verklaarde varianties kan vergelijken en toetsen.

Fig 6.8 Verband tussen geleidingsvermogen en chloridegehalte voor twee groepen meetpunten.

De twee groepen waren onderscheiden op basis van macrofaunasamenstelling. De vraag is of het verband met dezelfde lineaire vergelijking beschreven kan worden. Deze vergelijking verklaart de totale variantie goed ($R^2 = 0,94$; $n=60$). Toch resteert er bij een gezamenlijk model significant meer ruis dan bij twee aparte regressie-fits ($F=31$, $p < 0,001$ met 2 en 56 df). Het verschil ligt waarschijnlijk aan de steilere helling bij de groep meetpunten met de lagere chloridegehalten (gevulde cirkels). Uitsluiting van een mogelijke uitschieter met grote hefboomwerking (leverage; zie pijl), had in dit geval de regressievergelijking mogelijk nog doen veranderen. Zie ook spreadsheet H6_5c.xls)



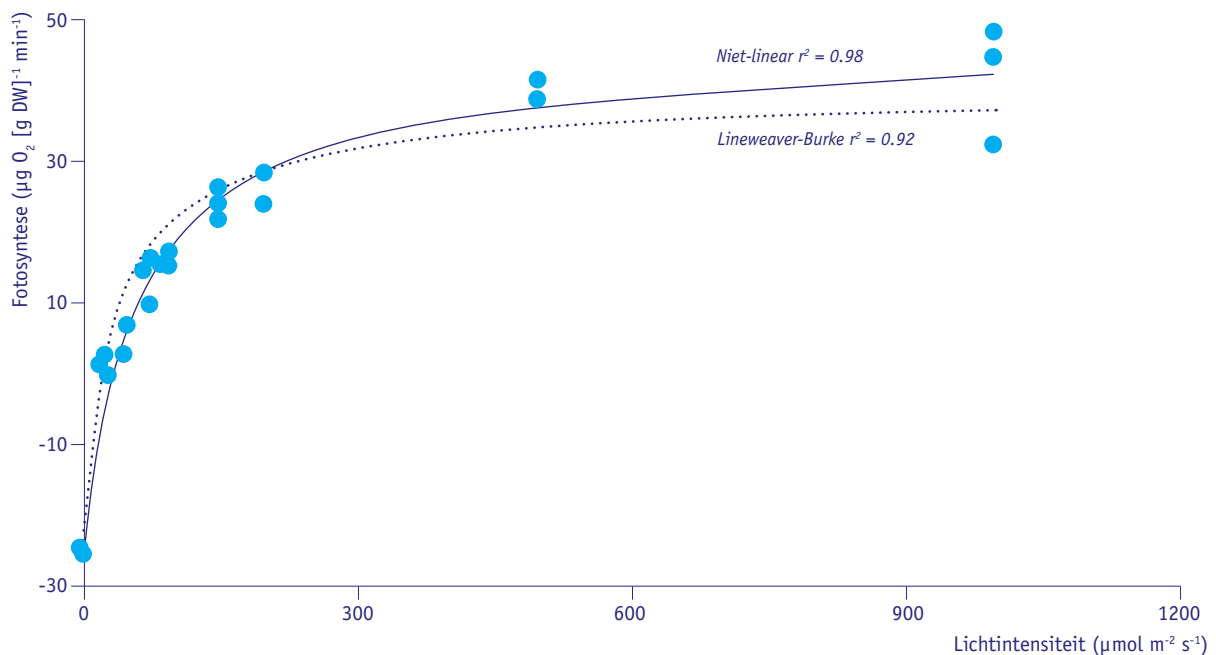
6.5.6 Iteratieve niet-lineaire regressie-fits

De traditionele aanpak van op het oog niet-lineaire verbanden, zoals groei- en verzadigingscurven, is transformeren tot lineariteit. Moderne statistische software beschikt vaak ook over een extra krachtige optie om zulke curven iteratief te schatten. Excel biedt hiertoe de 'Solver' (Oplosser). Uitgaande van beginschattingen voor de parameters, wordt de ruis stapsgewijs verkleind tot convergentie is bereikt. Voordeel is dat alle curve-parameters simultaan en zonder transformatie worden geschat. Terugtransformeren kan namelijk resulteren in onzuivere ('biased') parameterschatters.

Illustratief is de Michaelis-Menten verzadigingscurve, die voor een veelheid aan chemische en fysiologische reacties, en ook voor fotosynthese-licht curven wordt gebruikt. De klassieke Lineweaver-Burke transformatie lineariseert de curve, maar de daarmee geschatte parameters zijn niet ideaal (zie [figuur 6.9](#) en spreadsheet H6_5d.xls). Door de transformatie wordt namelijk niet meer voldaan aan de voorwaarden voor de regressie-analyse, met name de homogeniteit van varianties.

Fig 6.9 Fotosynthese-licht curve fitten met twee methoden:

(1) de traditionele Lineweaver-Burke linearisatie en (2) de iteratieve fit. De gebruikte Michaelis-Menten curve: $y = (Y_{max} + x)/(K_{halfwaarde} + x) - \text{Respiratie}$. De iteratieve fit volgt de data beter, zowel links van het buigpunt als bij de hogere waarden. De verklaarde variatie (r^2) laat echter niet zo veel verschil zien. Zie ook spreadsheet h6_5d.xls.



6.5.7 Logit-regressie

Het probleem van de vele nullen

Voor gegevens die niet normaal verdeeld zijn gebruikt men tegenwoordig ook vaak zogenaamde generaliseerde lineaire modellen (Generalized Linear Models, GLM's, niet te verwarren met General Linear Models in SPSS; McCullagh & Nelder 1983). Het voor ecologen bekendste voorbeeld van een GLM is de logit regressie. Deze past men toe bij binomiaal verdeelde gegevens. De kans op aan- of afwezig-

heid van een soort, of het behalen van een goed dan wel slecht toetsingsresultaat op een meetpunt, zijn goede voorbeelden van binomiaal verdeelde gegevens. Het zal duidelijk zijn dat een soort altijd of aanwezig of afwezig is, en dat een toetsingsresultaat altijd positief of negatief uitvalt. Met andere woorden: op één plek is de waarneming altijd nul of één. De kans op aanwezigheid of het halen van de norm neemt altijd waarden tussen nul en één aan. We schatten deze kans met behulp van een zogenaamde 'lineaire predictor'. Dit is een getal dat geschat wordt met behulp van een lineaire regressie die gebaseerd is op de logit-transformatie (zie de statistiekhandboeken). De logit-transformatie zorgt ervoor dat de waarden nul tot één afgebeeld worden op de range min oneindig tot plus oneindig ($-\infty$ tot $+\infty$). In formule:

lineaire predictor: $p' = \text{logit}(p) = \ln(p/(1-p))$.

Wanneer p gelijk is aan één is de noemer van de breuk $p/(1-p)$ gelijk aan nul en kan men deze transformatie niet uitvoeren. De transformatie kan ook niet uitgevoerd worden wanneer p gelijk is aan nul, omdat de logaritme van nul niet bestaat. Onze gegevens bevatten echter uitsluitend nullen en enen; hoe kunnen we deze transformatie dan toch gebruiken? Het bijzondere van gegeneraliseerde lineaire modellen is nu, dat we weliswaar de geschatte waarde berekenen op de getransformeerde schaal, maar dat we voor de evaluatie van het resultaat weer de teruggetransformeerde waarde gebruiken:

$$p = \exp(p') / (1 + \exp(p'))$$

Aannemelijkheid (likelihood)

We maken daarbij gebruik van de aannemelijkheid (likelihood) van de waarnemingen. Deze is gedefinieerd als de kans dat een waarneming de waarde heeft die we geobserveerd hebben. De geschatte kans dat een soort ergens voorkomt is p . Als we de soort aantreffen dan is de aannemelijkheid gelijk aan p en als we de soort niet aantreffen dan is deze gelijk aan $(1-p)$. Voor alle onafhankelijke waarnemingen tezamen geldt dat de aannemelijkheid gelijk is aan het product van de afzonderlijke aannemelijkheden. Om een zo goed mogelijke voorspelling te krijgen is het probleem nu gereduceerd tot het maximaliseren van de gezamenlijke aannemelijkheid.

Een maat voor de afwijking van de waarnemingen van de geschatte waarden, die bovendien nog aantrekkelijke statistische eigenschappen heeft, is de residuele deviantie. Deze is gedefinieerd als $-2\ln(L)$, waarin L de gemaximaliseerde likelihood is.

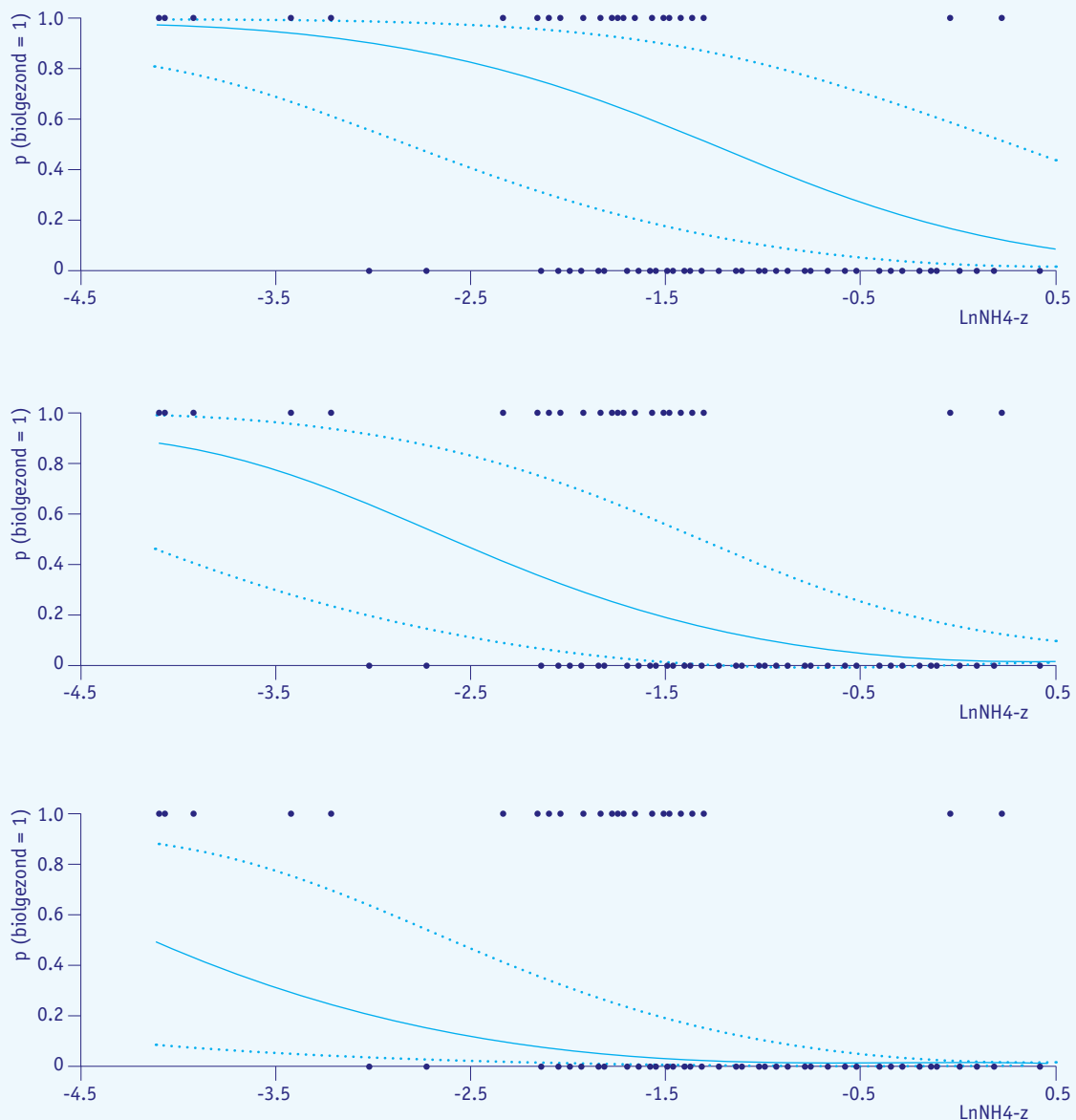
Net als bij niet-lineaire regressie schatten we de parameters van een of andere functie (die hier de lineaire predictor wordt genoemd), en stellen deze iteratief bij totdat de likelihood gemaximaliseerd is. Dit komt op hetzelfde neer als het minimaliseren van $-2\ln(L)$. De toets op significantie maakt gebruik van het feit dat de devianties chi-kwadraat verdeeld zijn (zie [tabel 6.1](#)).

Een lineaire functie als lineaire predictor levert een sigmoïde responscurve op. Om een optimummodel (klokvormige responscurve) te krijgen gebruikt men een kwadratische functie als lineaire predictor.

Meer uitleg over logit regressie kunt u vinden in Oude Voshaar (1994), Ter Braak (1995a), McCullagh & Nelder (1983), in de meeste statistische handboeken en in de handleiding van de statistische softwarepakketten. Een voorbeeld van een toepassing wordt gegeven in [kader 6.6](#).

KADER 6.6**EEN TOEPASSING VAN LOGIT REGRESSIE**

Respons van de biologische waterkwaliteit van grote wateren op ammoniumstikstof (gemeten in de zomer) bij verschillende concentraties ortho-fosfaat (gemeten in de zomer). De bovenste bij minimale, de middelste bij geometrisch gemiddelde en de onderste bij maximale ortho-fosfaat concentratie. Alle concentraties zijn logaritmisch getransformeerd. In de figuren is met symbolen aangegeven welke monsterpunten voldoen aan de norm (waarde 1) en welke monsterpunten niet voldoen aan de norm (waarde 0). De lijnen geven het geschatte verband (doorgetrokken lijn) en het 95% betrouwbaarheidsinterval voor predictie (stippellijn) weer.



De gegevens voor bovenstaande figuren en onderstaand deel van een tabel zijn afkomstig uit een rapport, geschreven voor het Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, waarin de relatie tussen biologische waterkwaliteit (volgens de toen gehanteerde normen) en nutriëntenconcentraties nader beschouwd is. Bij hoge fosfaatconcentraties

(onderste figuur) voldoet de biologische waterkwaliteit zelden aan de norm. Bij lagere fosfaatconcentraties (middelste en bovenste figuren) is duidelijk te zien dat het al of niet behalen van de norm voor biologische waterkwaliteit in sterke mate bepaald wordt door ammoniumstikstof.

Alle nutriëntenconcentraties zijn logaritmisch getransformeerd. De tabel laat duidelijk zien dat beide nutriënten een significante invloed hebben op de kans op behalen van de norm. De verklaarde deviantie is 28 procent, hetgeen betrekkelijk hoog is. Dit onderzoek werd uitgevoerd in relatie tot de toen lopende discussie betreffende gedifferentieerde normstelling, die inmiddels achterhaald is door de KRW.

GROTE WATEREN ZOMERWAARNEMINGEN

Aantal observaties: 133

Totale deviantie: 146.77

EFFECT	COEFF.	SE	Z	P	DEVIN	DEVUIT	%DEV	%TOT
INTERCEPT	-4,36	0,6921	-6,299	0				
LnNH ₄ -z	-1,3	0,3513	-3,7	2,27E-04	19,9	-19,9	13,6	
LnPO ₄ -z	-0,7377	0,2399	-3,076	2,16E-03	21,1	-10,7	14,4	27,96

Literatuur

Van Tongeren, O.F.R & P.J. van den Brink, 2001. Het gebruik van logistische regressie voor gedifferentieerde normstelling. Een analyse van de relatie tussen nutriënten, beheer en biologische waterkwaliteit. STOWA rapport 2001-16.

Van Tongeren, O., 2001. Relatie tussen nutriëntenconcentraties en ecologische kwaliteit. Case study Veenweidegebied. In opdracht van ZHEW.

6.5.8 Rapportage

Variantie-analyse

Rapporteer niet kritiekloos de ruwe tabellen die de software genereert. Van belang zijn:

- de studie-opzet (randomisatie, genest, geblokt, volledig factorieel en dergelijke);
- de vrijheidsgraden van de geteste factoren en hun interacties of het aantal niveau's daarin;
- de kwadraatsommen;
- de overschrijdingskansen (de p's).

Regressie

Omdat regressie het bestaan van verbanden onderzoekt is rapportage door middel van scatterplots met de geschatte lijnen of curven vaak het meest verhelderend. Wat men minimaal moet rapporteren zijn:

- de regressievergelijking;
- de bijbehorende R^2 (bij multiële regressie R^2_{adj} , bij logit regressie het percentage verklaarde deviantie);
- de overschrijdingskansen (de p);
- het aantal vrijheidsgraden of het aantal waarnemingen;
- de residuele fout (de RMSE).

Eventueel kan men ook de standaardfouten van helling en intercept rapporteren en de 'standard error of the estimate'. Deze maat voor de spreiding om de regressielijn kan van belang zijn voor (latere) berekening van het onderscheidend vermogen. Bij niet-lineair gefitte curven moet men ook aangeven hoe deze curve bereikt is. Dat kan bijvoorbeeld via transformatie gebeurd zijn. Dit is een gewenste aanpak wanneer de transformatie het verband lineariseert en tegelijkertijd de residuele varianties homogeen maakt. Ook kan men complexe niet-lineaire functies, zoals S-curven, iteratief schatten, bijvoorbeeld met de Solver in Excel (spreadsheet H6.5d.xls).

6.6 TRENDANALYSE, EEN BIJZONDER GEVAL VAN REGRESSIE-ANALYSE

Het lijkt zo eenvoudig om veranderingen in concentraties van stoffen of in abundanties van soorten te signaleren: maak een scatterplot van de waarde van een variabele tegen de tijd en kijk of de waarde toeneemt of afneemt. In de praktijk is dit echter vaak minder eenvoudig. Dit komt door de aanwezigheid van grote variatie in de waarden van de variabelen en de vaak kleine veranderingen in de tijd. In deze paragraaf gaan we in op enkele eigenschappen van hydrobiologische tijdreeksen en op de consequenties van die eigenschappen voor de trendanalyse.

Naast de hieronder geschetste methoden zijn er ook niet-parametrische methoden. Het pakket Trendanalist (Baggelaar & van der Meulen ongedateerd) beschikt over een toegankelijke tool die voor enkelvoudige tijdreeksen volledig geautomatiseerd de beste methode voor analyse kiest (parametrisch, parametrisch-met-transformatie of niet parametrisch).

6.6.1 Temporele autocorrelatie en gevolgen voor toetsing

Het ligt voor de hand om tijdreeksen gewoon te analyseren door de tijd als verklarende variabele in een regressiemodel op te nemen. Vaak is echter sprake van een aanzienlijke seizoensdynamiek in onze getallenreeksen. Hierdoor zijn de residuen niet meer onderling afhankelijk. Met andere woorden: er zit een patroon in de residuen. Daarnaast komt het regelmatig voor dat naijling zorgt voor extra onderlinge afhankelijkheid. Denk bijvoorbeeld aan een soort die enige tijd blijft kwijnen op een plaats waar hij zich eigenlijk niet meer goed in stand kan houden, denk aan de gevolgen van een fout met het gebruik van bestrijdingsmiddelen, of aan de gevolgen van een incidentele riooloverstort. Hoe korter de periode tussen de waarnemingen, hoe hoger de correlatie is tussen opeenvolgende residuen. We spreken hier van temporele autocorrelatie. In deze situatie geeft een extra waarneming weinig nieuwe informatie en is dus in meerdere of mindere mate overtoollig (redundant). Wanneer we hiermee geen rekening houden besluiten we te snel tot significantie van een verandering in de tijd.

6.6.2 ARIMA-modellen

In de statistiek zijn aparte methoden ontwikkeld om tijdreeksen te analyseren. Met name de ARIMA (autoregressive integrated moving average) modellen van Box & Jenkins (1970) zijn zeer geschikt om tijdreeksen op verantwoorde wijze te analyseren. Deze modellen stellen echter zeer hoge eisen aan de gegevens, en zijn bovendien erg bewerkelijk. Feitelijk gaan deze modellen ervan uit dat de toestand op een bepaald moment verklaard kan worden uit een of andere trend en uit de toestand gemeten op één of meer voorgaande momenten. Een eenvoudig model zou kunnen zijn:

$$X_{t+1} = X_t + b + \varepsilon$$

Dit model beschrijft dat de waarde van een variabele op tijdstip $t+1$ gelijk is aan de waarde op tijdstip t vermeerderd met een vaste verandering b en met een random afwijking ε (ε is normaal verdeeld en gemiddeld gelijk aan nul). Om een goede beschrijving van het systeem te krijgen is het echter meestal noodzakelijk om meer voorafgaande waarden in het model op te nemen. Ontbrekende gegevens in een tijdreeks leiden

dan al snel tot problemen met de technische uitvoerbaarheid van de analyse. We bespreken deze dus niet in detail en verwijzen verder naar de statistische handboeken.

6.6.3 Correctie voor seizoensinvloeden en andere verklaarbare verschillen

Ook langs andere wegen kan men de problemen vermijden die ontstaan door temporele autocorrelatie, met name als gevolg van seizoensfluctuatie. Zo kunnen we bijvoorbeeld een functie (bijvoorbeeld een sinus) gebruiken om de seizoens-fluctuatie te beschrijven. De meeste seizoensvariatie laat zich echter niet met een eenvoudige sinus beschrijven.

Bij maandelijks bemonstering is het veel eenvoudiger om voor elke maand januari tot en met december, de afwijking te berekenen tussen de maandwaarde en het jaargemiddelde van dat jaar, deze maandelijks afwijking over alle meetjaren te middelen voor alle maanden afzonderlijk en deze gemiddelde maandafwijking vervolgens af te trekken van de waarneming die in die maand gedaan is. Hierdoor wordt het patroon in de residuen minder voorspelbaar en de lange-termijn trend blijft in de data onvertekend aanwezig.

We kunnen dit nog veel eenvoudiger doen door in de regressie-analyse dummy-variabelen voor de maanden mee te nemen. Hierdoor schatten we in feite voor elke maand een apart intercept en nemen we aan dat de algemene trend voor alle maanden geldt (zie [kader 6.7](#); spreadsheet H6_6.xls).

Soortgelijke trucs bestaan ook voor andere bronnen van temporele autocorrelatie. We kunnen in het regressie-model allerlei andere factoren (bijvoorbeeld jaar- of seizoensgemiddelde temperatuur en neerslag, of genomen beleidsmaatregelen) opnemen. De analyse van een tijdreeks krijgt daardoor een meerwaarde, omdat tijdens de analyse niet alleen de autonome ontwikkeling naar voren komt, maar ook de gevolgen van klimaatsfluctuaties en beleid. Soms is de interpretatie echter moeilijk, omdat bijvoorbeeld een trend veroorzaakt door een fluctuatie in het klimaat, kan samenvallen met een trend veroorzaakt door een beleidsmaatregel.

Een andere methode is om de significantie van de regressie-analyse te corrigeren voor de redundantie, met andere woorden: door te toetsen onder de aanname dat er feitelijk minder waarnemingen gedaan zijn. Eén van de methoden die op dit principe berust is de methode Lettenmaier (Gremmen & van Tongeren 1999). Hierbij wordt tevoren de autocorrelatie op verschillende afstanden in de tijd berekend (zie [kader 6.7](#)).

6.6.4 Trends in multinomiale variabelen (KRW-klassen)

De veelheid aan metingen ter evaluatie van beleid wordt vaak samengevat in een beperkt aantal kengetallen. Heel belangrijk voor de waterbeheerder is momenteel de beoordeling van wateren volgens de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW). Het resultaat van deze beoordeling is een waardering van de ecologische toestand op de bekende vijfdelige schaal (Slecht-Ontoereikend-Matig-Goed-Zeer goed).

Een trend in het resultaat van de KRW-beoordeling laat zich beschrijven met behulp van multinomiale logit-regressie. Omdat de meeste statistiekpakketten geen mogelijkheid hebben voor multinomiale logit-regressie, is hier een voorbeeld uitgewerkt met behulp van de oplosser (Solver) in Excel ([figuur 6.10](#)). In de bijbehorende spreadsheet H6_6b.xls is de procedure uitgebreid beschreven.

Het lijkt in dit geval misschien eleganter om de aan de beoordeling ten grondslag liggende variabele, de EKR (ecologische kwaliteitsratio), te gebruiken. Hieraan kleef echter een bezwaar. De verdeling van de EKR-waarnemingen is bij lage waarden (dicht bij nul) sterk positief scheef en bij hoge waarden (dicht bij één) sterk negatief scheef. Daarom vereisen deze waarnemingen een transformatie. De statistische eigenschappen van de multinomiale verdeling zijn duidelijker gedefinieerd. Daardoor is een toetsing op basis van de kwaliteitsklassen op meer formele wijze mogelijk.

KADER 6.7**SEIZOENSCORRECTIE BIJ TRENDANALYSE**

Analyse van de ruwe gegevens, zonder rekening te houden met seizoensdynamiek. Ondanks dat er geen rekening is gehouden met de overschatting van de significantie doordat er temporele autocorrelatie is, is de regressie niet significant.

R^2	0.01097
R^2_{adj}	0.003751
Standaardfout	0.572911
N	139

ANOVA	VRIJHEIDSGRADEN	SS	MS	F	P
Regressie	1	0.498761	0.498761	1.51956	0.219797
Fout	137	44.96714	0.328227		
Totaal	138	45.4659			

	COËFFICIËNTEN	SE	T	P
Intercept	10.18606	0.097266	104.7243	1.2E-132
Tijd (Jaren na 31/12/1994)	0.018588	0.015079	1.232704	0.219797

Methode 1

Van elke waarneming is het verschil van het gemiddelde van de waarnemingen in die maand met het algemeen gemiddelde afgetrokken. Let op: het aantal vrijheidsgraden is te hoog, want (onzichtbaar voor het statistiekprogramma) hebben we 12 maandgemiddelden geschat.

R^2	0.174025
R^2_{adj}	0.167996
Standaardfout	0.257122
N	139

ANOVA	VRIJHEIDSGRADEN	SS	MS	F	P
Regressie	1	1.908281	1.908281	28.86451	3.24E-07
Fout	137	9.057298	0.066112		
Totaal	138	10.96558			

	COËFFICIËNTEN	SE	T	P
Intercept	10.08677	0.043653	231.0689	1.9E-179
Jaren na 31/12/1994	0.03636	0.006768	5.37257	3.24E-07

Methode 2 (aanbevolen)

Schat voor elke maand een eigen intercept (het intercept voor december is het intercept dat geschat is in de regressie-analyse, het intercept van de overige maanden is gelijk aan het intercept van december + het intercept van de desbetreffende maand, die hier staat als de regressiecoëfficiënt van de dummy-variabelen voor de maanden.

R-kwadraat	0.174025
Aangepaste kleinste kwadraat	0.167996
Standaardfout	0.257122
N	139

ANOVA	VRIJHEIDSGRADEN	SS	MS	F	P
Regressie	12	36.46516	3.038764	42.53922	1.71E-38
Storing	126	9.000735	0.071434		
Totaal	138	45.4659			

	COËFFICIËNTEN	SE	T	P	
Intercept	9.649551	0.08756	110.2056	3.8E-127	
Jaren na 31/12/1994	0.037437	0.007138	5.244575	6.42E-07	
Januari	0.435536	0.107103	4.066514	8.35E-05	
Februari	0.679181	0.109348	6.211209	7.03E-09	
Maart	1.30801	0.107217	12.19964	4.4E-23	
April	1.233813	0.111622	11.05345	2.85E-20	
Mei	0.885563	0.111607	7.934677	9.89E-13	
Juni	0.591756	0.111593	5.302803	4.95E-07	
Juli	0.440025	0.127182	3.459815	0.000738	
Augustus	0.08454	0.111718	0.756722	0.450629	n.s.
September	0.064359	0.111568	0.576858	0.565065	n.s.
Oktober	-0.10109	0.105173	-0.96114	0.338321	n.s.
November	-0.30811	0.106996	-2.87968	0.004679	

Hierna kunnen we eventueel nog enkele van de niet significante dummy-variabelen met hun regressiecoëfficiënten uit het model verwijderen. In onderstaand autocorrelogram zien we duidelijk dat na ongeveer 12 en 24 maanden het verschil tussen de trend en de waarneming weer ongeveer even groot is. Na ongeveer 6 en 18 maanden is het verschil juist tegengesteld.

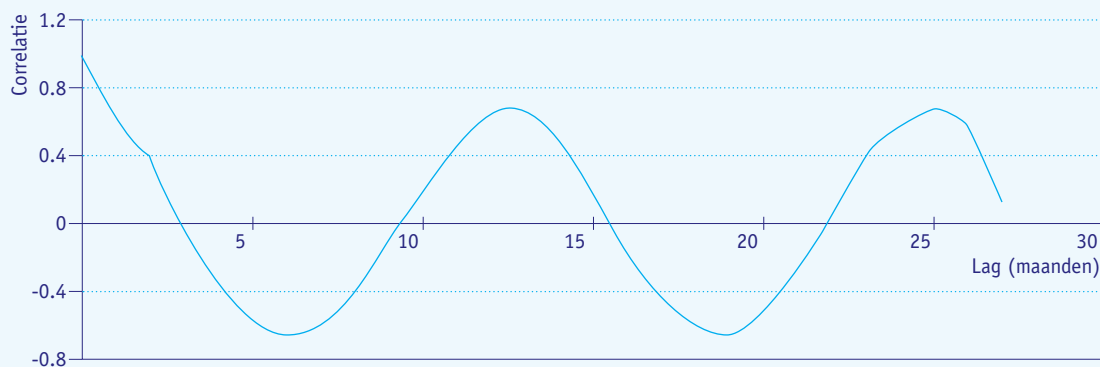
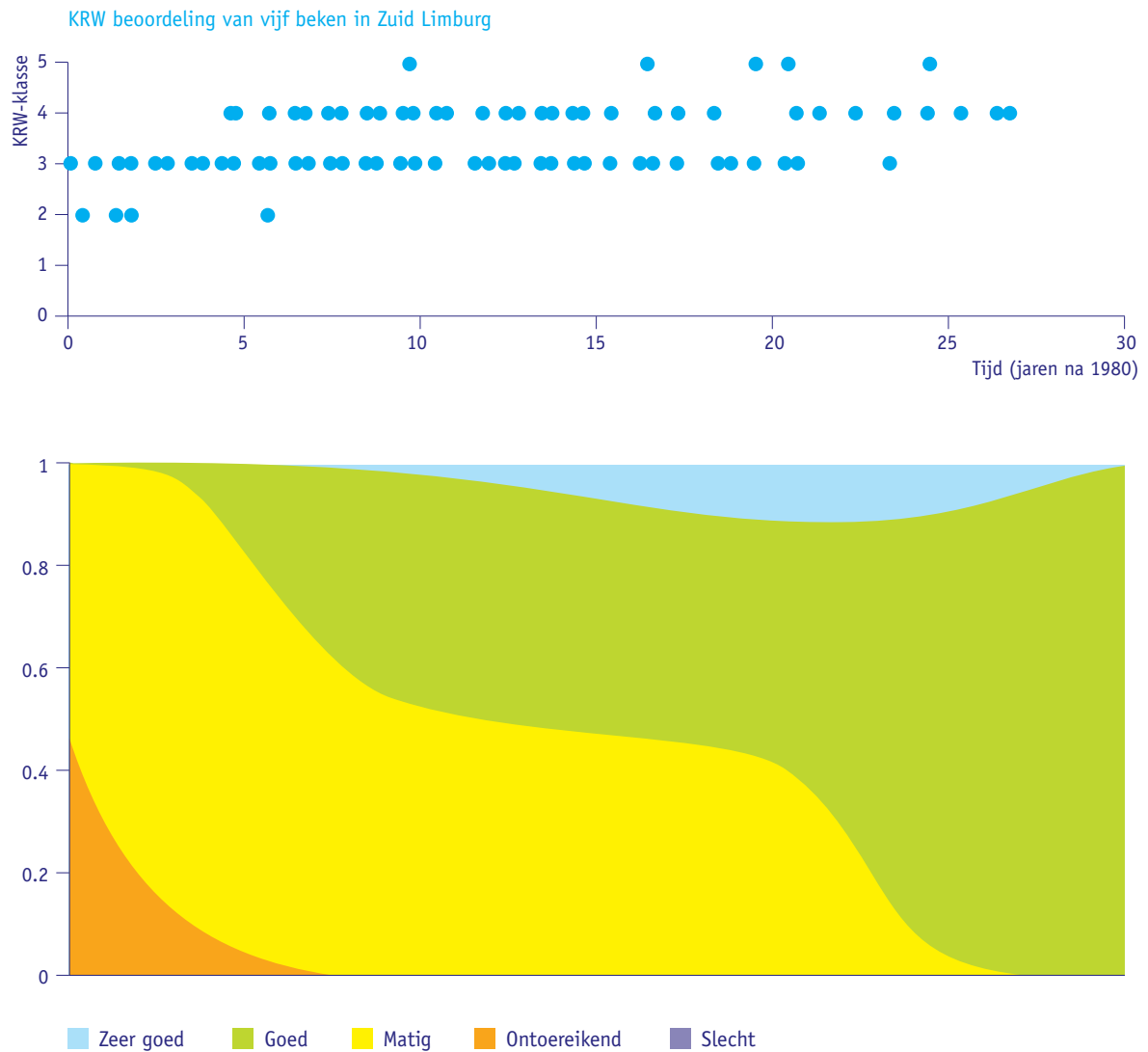


Fig 6.10 Multinomiale schatting van de trend in de beoordeling volgens KRW-maatlatten

Boven de originele data, onder een schatting met behulp van backward stepwise multiële logit-regressie. Zie de spreadsheet H6_6b.xls voor details. Gegevens afkomstig van Ronald Buskens.



6.6.5 Rapportage

Voor de rapportage gelden dezelfde richtlijnen als bij regressie (paragraaf 6.5.8). Als autocorrelatie een belangrijke rol speelt moet men in het rapport ook een autocorrelogram opnemen.

6.7 MULTIVARIATE ANALYSE-METHODEN

6.7.1 Inleiding

Vaak meet men per meetpunt veel verschillende variabelen. Het is gebruikelijk dat meer dan tien verschillende chemische en fysische variabelen gemeten worden. Daarnaast verzamelt men informatie over veel verschillende soorten organismen. Dit grote aantal variabelen maakt veel onderlinge verbanden mogelijk.

Tot nu toe probeerden we alleen de waarde van één variabele te verklaren uit de waarden van andere variabelen. Daarvoor bespraken we de univariate methoden (paragraaf 6.5; let wel: correlatie is geen causaliteit).

Voor het tegelijkertijd onderzoeken van veel variabelen in onderlinge samenhang hebben we multivariate methoden nodig. Bij multivariate analyse worden veel relaties tegelijkertijd onderzocht. Het handmatig bekijken van alle mogelijke verbanden tussen paren van zoveel variabelen is zeer arbeidsintensief. Bij tien variabelen zijn er al $9 + 8 + \dots + 1 = 45$ mogelijke paren van variabelen. Multivariate methoden maken dit werk makkelijker en kunnen de samenhang van variabelen op overzichtelijke wijze samenvatten.

Statistici hebben procedures bedacht om multivariate puntenwolken op handige wijze weer te geven in slechts enkele dimensies (gradiëntanalyse), of in een beperkt aantal groepen (clusteranalyse), terwijl hierbij toch een zo groot mogelijk deel van de variatie in de gegevens wordt gepresenteerd. Software-pakketten gebruiken vaak de term 'data reductie' voor deze technieken. Dit geeft echter slechts zeer beperkt weer wat de kracht is van deze technieken.

Het voert te ver om in dit handboek uitvoerig in te gaan op de wiskundig nogal complexe achtergrond van deze technieken. Bij elke techniek afzonderlijk zullen we kort uitleggen wat deze doet. Achtergronden van deze technieken kunnen gevonden worden in Jongman *et al.* (1995), Gauch (1982), Ter Braak & Smilauer (1998) en in enige in de literatuurlijst genoemde handboeken. Een nadeel van het gebruik van statistische handboeken is dat de daarin uitgelegde voorbeelden meestal niet uit de ecologie komen. Ook de handleiding van statistiekpakketten geeft informatie over de technieken, maar deze informatie is meestal zeer technisch en wiskundig.

6.7.2 Clusteranalyse

Clusteranalyse gebruikt men om multivariate gegevens in te delen in groepen (clusters). De gegevens zijn observaties aan meerdere variabelen, bijvoorbeeld afzonderlijke waarnemingen op vaste of wisselende meetpunten. Binnen de context van de waterkwaliteitsmonitoring zijn er twee mogelijke doelen:

- 1 het onderscheiden van onderling verschillende groepen observaties (het betreft doorgaans observaties aan vele variabelen op hetzelfde moment en de onderscheiden groepen zijn intern homogeen);
- 2 het verwijderen van redundantie uit een meetnet (bijvoorbeeld overtollige informatie door een te groot aantal meetpunten).

Het eerste doel komt het meeste voor. Verschillen tussen observaties onderling zijn binnen een cluster kleiner dan tussen clusters. Het gaat dan bijvoorbeeld om de soortensamenstelling van de macrofauna op verschillende meetpunten, of om chemische en fysische variabelen. Zo kan gelijktijdig de relatie tussen het voorkomen van veel soorten en de hydrochemie onderzocht worden. Ook kan men een vergelijking maken met *a priori* onderscheiden watertypen. De gebruikte rekenmethode kan variëren, afhankelijk van de gekozen benadering. De meeste methoden gaan uit van de globale gelijkenis (similariteit) of het globale verschil (dissimilariteit) tussen multivariate observaties (waarnemingen aan veel variabelen tegelijkertijd). Het veel gebruikte programma TWINSpan (Hill 1979) is gebaseerd op correspondentie-analyse (zie paragraaf 6.7.7).

6.7.3 Similariteit en dissimilariteit

Voor het vergelijken van de soortensamenstelling op twee meetpunten zijn in de literatuur veel verschillende indices bedacht. Een opsomming en uitgebreide bespreking van veel van deze indices geeft Van Tongeren (1995).

Jaccard-index

Eén van de eerste is de similariteitsindex volgens Jaccard (similariteit = mate van gelijkenis). De similariteit is hier gedefiniëerd als het aantal soorten dat de twee vergeleken plaatsen gemeenschappelijk hebben, gedeeld door het totaal aantal soorten op de twee plaatsen. Met andere woorden, de similariteit volgens Jaccard is de gemeenschappelijke fractie van de totale soortenlijst:

$$SJ = C/(A+B-C)$$

Hierin is SJ de Jaccard-index, C het aantal gemeenschappelijke soorten, A het totaal aantal soorten op de eerste plek en B het totaal aantal soorten op de tweede plek.

Standers SIMI-index

Een voorbeeld van een similariteitsindex die ook de abundantie van de soorten weegt, is de Standers SIMI-index (Johnson & Millie 1982):

$$SIMI_{ij} = \sum_k N_{ki} N_{kj} / \sqrt{\sum_k N_{ki}^2 \sum_k N_{kj}^2}$$

Hierin is SIMI de similariteit tussen de meetpunten i en j, en N de fractie van de individuen die behoort tot soort k op de meetpunten i respectievelijk j. Deze index (hier in andere vorm genoteerd dan in de literatuur) is hetzelfde als de cosinus of de Ochiai coëfficiënt (zie Van Tongeren 1995, pagina 178).

Dissimilariteit

Het complement van similariteit is dissimilariteit (mate van verschil). Een veel gebruikte dissimilariteits-index is de euclidische afstand:

$$ED_{ij} = \sqrt{\sum_k (A_{ki} - A_{kj})^2}$$

Hierin is ED_{ij} de afstand (dissimilariteit) tussen de meetpunten i en j, A de abundantie en k een index voor de soorten, dus A_{ki} is de abundantie van soort k op meetpunt i.

6.7.4 Programmatuur

TWINSpan (Hill 1979) groepeerde de gegevens op basis van correspondentie-analyse (zie [paragraaf 6.7.7](#)), door steeds een gevonden gradiënt in tweeën te delen. Met deze methode worden dus clusters gevormd door steeds verder gaande opdeling van het totale materiaal in kleinere groepen. We noemen deze benadering divisief.

FLEXCLUS (Van Tongeren 1986) is een gratis verkrijgbaar clusterprogramma dat de groepen juist genereert door het samenvoegen van losse multivariate observaties (agglomeratief). Heel bruikbaar is ook het op de ecologie toegesneden programma PAST (eveneens gratis verkrijgbaar; zie [bijlage 2](#)). Vergelijkbare methoden worden ook aangeboden door de algemene statistische pakketten (SPSS, SAS, SYSTAT etc.).

Alle gaan uit van de berekening van de gelijkenis (similariteit) of afstand (dissimilariteit) tussen groepen van observaties. De berekening gaat volgens tevoren vastgestelde regels, waarbij vooral de definitie van (dis)similariteit tussen groepen van methode tot methode verschilt (Van Tongeren 1995). Het is hierbij vooral van belang dat binnen de groepen de observaties zo veel mogelijk op elkaar lijken en de verschillen tussen groepen gemaximaliseerd worden. Bij clusteranalyse van chemische en fysische gegevens is standaardisatie van de gegevens voorafgaand aan de analyse vereist (zie [paragraaf 6.3](#)). Voorafgaand aan een clusteranalyse van abundantiegegevens is, afhankelijk van de gebruikte schaal, een transformatie vaak zinvol (zie [paragraaf 6.3.6](#)).

Interpretatie

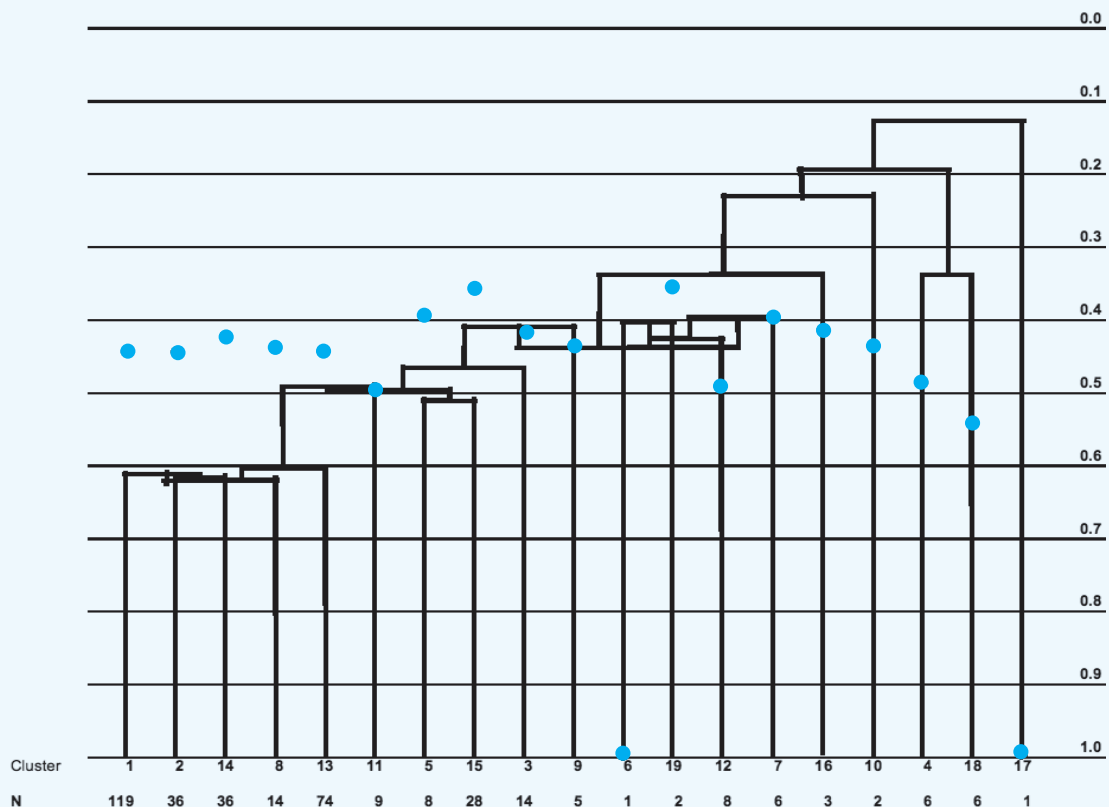
De resultaten van een clusteranalyse vat men vaak samen in een dendrogram (boomdiagram) of in een synoptische tabel (kader 6.8). Gezien het vaak exploratieve karakter van clusteranalyse, worden dendrogram en synoptische tabel meestal informeel geïnterpreteerd.

KADER 6.8

VOORBEELD VAN EEN CLUSTERING VAN BIOLOGISCHE GEGEVENS

Macrofaunagegevens (afkomstig van Reinder Torenbeek) werden geclusterd met het programma FLEXCLUS. Dit programma voert centroid clustering uit, met of zonder reallocaties. Het eerste deel van de clustering is uitgevoerd met reallocaties, dus niet hiërarchisch. Toen een stabiele clustering verkregen was met deze methode zijn deze clusters hiërarchisch samengevoegd tot 1 cluster. Het resultaat laat zien dat een zeer groot aantal monsters betrekkelijk sterk op elkaar lijkt: de clusters 1, 2, 14, 8 en 18 bevatten samen 279 monsters, meer dan 2/3 van alle monsters. De overige clusters lijken minder op elkaar en op deze grote groep

Dendrogram van de hiërarchische clustering van 19 macrofaunacusters. De stippen bij elk cluster geven aan hoeveel de monsters binnen het cluster gemiddeld lijken op het clustergemiddelde. Heel vaak is dat minder dan de gelijkenis tussen de clusters onderling, met name in de linkerhelft van de tabel. De oorzaak daarvan is de methode (centroid sorting) die ook leidt tot de zogenaamde inversies in het dendrogram.



De kenmerken van de clusters, beperkt tot enkele van de belangrijkste (meest abundante en frequente) soorten, worden gegeven in onderstaande tabel, die uitsluitend dient als voorbeeld van een synoptische tabel. Er ontbreken zowel rijen als kolommen.

CLUSTER	1	2	14	8	13
N	119	36	36	14	74
Gemiddeld aantal soorten	52	47	51	39	43
ln(abundantie) frequentie	ab fr	ab fr	ab fr	ab fr	ab fr
SOORT					
76 Siga iact	1,0 0,03	3,0 0,08		1,0 0,07	1,3 0,11
4 Pina cocc	2,0 0,20	2,1 0,25	1,3 0,08	2,2 0,64	2,5 0,20
178 Arre cras	1,6 0,57	2,4 0,78	1,6 0,61	1,6 0,50	2,0 0,35
82 Siga stri	2,3 0,82	2,2 0,69	2,0 0,67	1,3 0,86	2,3 0,73
233 Cloe dipt	3,3 0,82	2,7 0,94	3,0 0,75	2,1 0,64	2,3 0,55
124 Valv pisc	3,2 0,65	2,3 0,72	2,5 0,56	2,8 0,79	3,4 0,70
196 Asel aqua	4,3 0,99	2,3 0,81	2,8 0,75	2,8 0,86	3,8 0,92
226 Chiron sp	2,2 0,61	1,3 0,72	1,4 0,61	2,6 0,86	4,4 0,96
38 Popy jenk	2,5 0,09	1,8 0,33	3,5 0,92	2,3 0,43	1,3 0,14
206 Bini tent	4,3 0,99	2,3 0,78	3,5 0,92	2,5 0,93	3,2 0,78
27 Plbi plan	2,6 0,70	1,0 0,19	2,0 0,28	1,0 0,29	1,9 0,47
44 Prdius sp	1,8 0,65	1,9 0,69	1,3 0,61	1,6 0,50	2,8 0,57
56 Radi ovat	2,0 0,24	1,1 0,19	1,6 0,25	1,0 0,07	2,5 0,28

In een dendrogram ligt de nadruk op de *structuur* in de gegevens als geheel, dus op de globale verschillen en overeenkomsten tussen observaties. De onderlinge samenhang tussen de observaties wordt dus geaccentueerd. Een synoptische tabel geeft een overzicht van belangrijke karakteristieken van de clusters, zoals bijvoorbeeld gemiddelde waarden van chemische en fysische variabelen per cluster of kans op voorkomen van soorten (frequentie, presentie) binnen clusters. De nadruk ligt hier dus meer op de *waarden* van de onderliggende variabelen en de verschillen daarin tussen clusters.

Een geheel andere wijze van interpretatie kan men doen met behulp van het programma DISCRIM (Ter Braak 1982, 1986). Voor gegevens die geclassificeerd zijn met TWINSpan zoekt dit programma de best voorspellende milieufactoren voor de clustering op.

Een formelere interpretatie kan men krijgen met inverse (omgekeerde) variantie-analyse. Met zo'n analyse vergelijkt men de waarden van mogelijke verklarende variabelen tussen de clusters. De bij variantie-analyse vooronderstelde causale relatie is hierbij omgekeerd: er wordt gedaan alsof de clusters 'verklaren' hoe de waarden van de onafhankelijke (verklarende) variabelen zijn.

Presentatie en rapportage

In de rapportage nemen we minimaal op:

- het gebruikte algoritme (de rekenregels), dat wil zeggen of de benadering divisief of agglomeratief was en welke definitie van gelijkenis tussen clusters is gehanteerd;

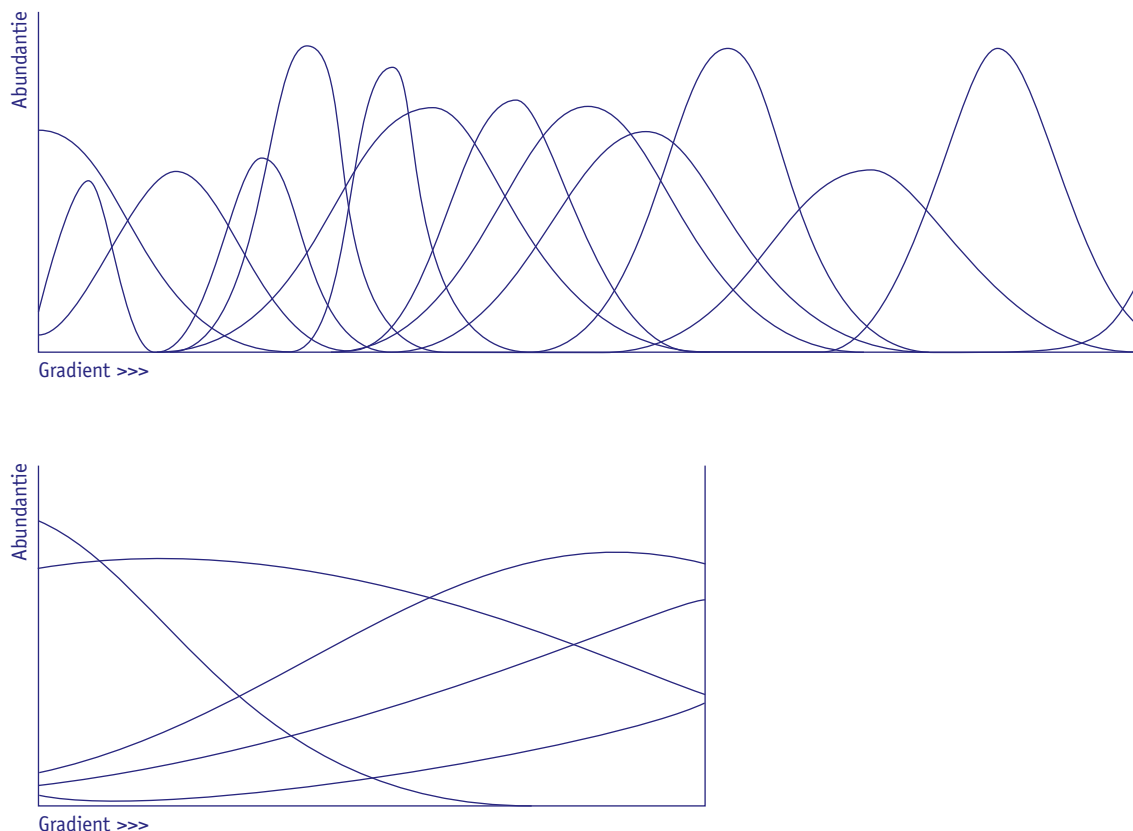
- de gebruikte (dis)similariteitsindex (bijvoorbeeld euclidische afstand, percentage similarity, SIMI- of Jaccard-index);
- het aantal observaties (multivariate waarnemingen), het aantal variabelen en het aantal clusters;
- een synoptische tabel van de voornaamste variabelen en/of een dendrogram.

6.7.5 Ordinatie of gradiëntanalyse

Clusteranalyse leidt tot een soms wat kunstmatige indeling in gemeenschapstypen ('communities') of chemische watertypen, die min of meer scherp afgebakend zijn. Bij ordinatie ligt de nadruk juist op geleidelijke overgangen (gradiënten), waarlangs verschillende variabelen gelijktijdig, maar meestal niet op dezelfde wijze, veranderen. Hier bepalen vooral de relaties tussen de variabelen het resultaat van de analyse. De gradiënten in de multivariate dataset hoeven niet noodzakelijkerwijs ook ruimtelijk teruggevonden te worden. Het is echter meestal goed mogelijk ze ecologisch te interpreteren. Ter Braak (1995b) en Ter Braak en Smilauer (1998) leggen deze technieken uit aan de hand van de respons van soorten op omgevingsfactoren (zie [figuur 6.11](#)).

Fig 6.11 Hypothetische verdeling van soorten langs twee gradiënten

Hypothetische verdeling van soorten langs twee gradiënten, een lange (boven) en een korte (onder). Langs een lange gradiënt (bijvoorbeeld nutriëntenconcentratie van laag naar hoog) komen opeenvolgend verschillende soorten voor: onder een bepaalde waarde zijn zij afwezig, daarna wordt de kans op aanwezigheid of de abundantie steeds hoger om vervolgens weer af te nemen. Bij een korte gradiënt is de respons van de meeste soorten monotoon, dat wil zeggen continu stijgend of continu dalend. Bij kortere gradiënten ligt een benadering met een lineair model dus voor de hand, bij langere gradienten is een andere aanpak te verkiezen.



Korte en lange gradiënten

Voor de meeste soorten geldt dat zij langs gradiënten van omgevingsfactoren (bijvoorbeeld stroomsnelheid, nutriëntengehalten, zuurgraad) een ééntoppige (unimodale) respons vertonen. [Figuur 6.11](#) laat zien dat wanneer de gradiënt kort is (de range in de verklarende variabelen is kort), deze unimodale respons goed benaderd kan worden door een stijgende of dalende abundantie van soorten langs de gradiënt, dus door lineaire verbanden (zie lineaire regressie in [paragraaf 6.5](#)). In die gevallen levert gebruik van principale componenten analyse (PCA) meestal goed interpreteerbare resultaten.

Langere gradiënten leiden echter tot complexere patronen in de abundantie van soorten. Deze analyseert men met correspondentie-analyse (CA) en verwante technieken. Een vuistregel is dat de gradiënt 'kort' is als de lengte bij analyse met DCA (Detrended Correspondence Analysis) minder is dan drie maal de gemiddelde tolerantie van de soorten. De tolerantie van de soorten is gelijk aan de standaardafwijking van de frequentie-verdeling van de soorten langs de gradiënt.

6.7.6 Principale componenten analyse

Principale componenten analyse is sterk verwant aan (multiële) lineaire regressie en correlatie. Het is vaak een zinvol vervolg op de inspectie van een correlatiematrix (zie [kader 6.1](#)). De belangrijkste verschillen zijn:

- er zijn op voorhand geen 'verklarende' variabelen, deze worden namelijk tijdens de analyse geconstrueerd;
- er is niet één onafhankelijke variabele, maar alle te analyseren variabelen worden gelijktijdig geanalyseerd.

Om kort te blijven: PCA berekent een beperkt aantal onderling onafhankelijke, nieuwe en hypothetische variabelen, die de waarden van de oorspronkelijke variabelen zo goed mogelijk voorspellen. Deze variabelen zijn de principale componenten, ook wel assen genoemd. De eerste as 'verklaart' het grootste deel van de variantie, volgende assen steeds een afnemend kleiner deel. Voor elk van de gevonden hypothetische variabelen maakt PCA lineaire combinaties van de originele variabelen ($Y = a_1X_1 + a_2X_2 + a_3X_3 + \dots + a_nX_n$; zie [paragraaf 6.5](#)). Deze lineaire combinaties noemt men de scores van de observaties op de assen. De wegingsfactoren a_i worden in statistiekprogramma's vaak de 'loadings' van de variabelen genoemd. Binnen de ecologie spreekt men meestal van *soortscores*.

De oorspronkelijke waarden van de variabelen kan men berekenen uit de scores van een multivariate observatie op de assen, door middel van regressie. Deze is al impliciet in de analyse uitgevoerd: de waarden van de oorspronkelijke variabelen zijn lineaire combinaties van de scores op de assen.

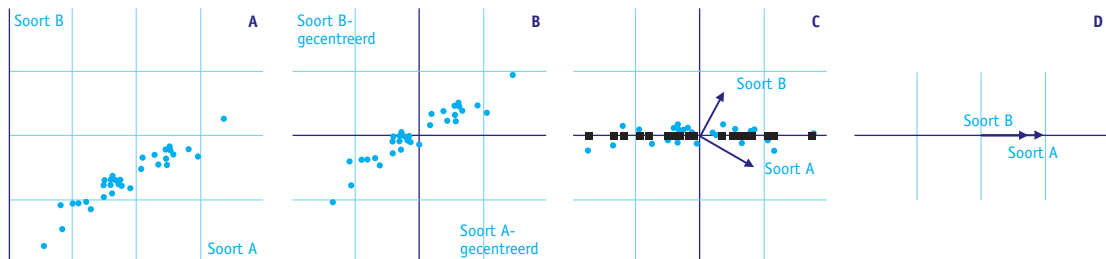
Als we slechts een beperkt aantal assen berekenen zijn de oorspronkelijke waarden niet exact te berekenen, maar wel te benaderen. De gewichten a_i t/m a_n van de variabelen in deze lineaire combinaties, zijn enigszins vergelijkbaar met regressiecoëfficiënten. Ze worden zo gekozen dat een zo groot mogelijk deel van de variantie in de originele gegevens 'verklaard' wordt. De analyse komt op hetzelfde neer als het uitvoeren van een projectie, in meetkundige zin, van een meerdimensionale ruimte op een ruimte met minder dimensies ([figuur 6.12](#)).

Interpretatie

De interpretatie van een principale componenten analyse is het eenvoudigst aan de hand van een zogenaamde biplot. Hierin worden de monsterscores en lineaire combinaties van de variabelen (som van de producten van de loadings met de abundanties van de soorten) berekend voor elk van de multivariate waarnemingen en vervolgens uitgezet in een scatterplot. De assen van de scatterplot zijn de principale componenten. De correlaties van de soorten (of andere variabelen) met de assen worden vervolgens berekend en daarna geplot als pijlen in het diagram. In het diagram staat dan zowel informatie over de afzonderlijke soorten als over de waarnemingen. De interpretatie van het diagram lichten we nader toe in [kader 6.9](#).

Fig 6.12 Projectie van een tweedimensionale ruimte op één dimensie

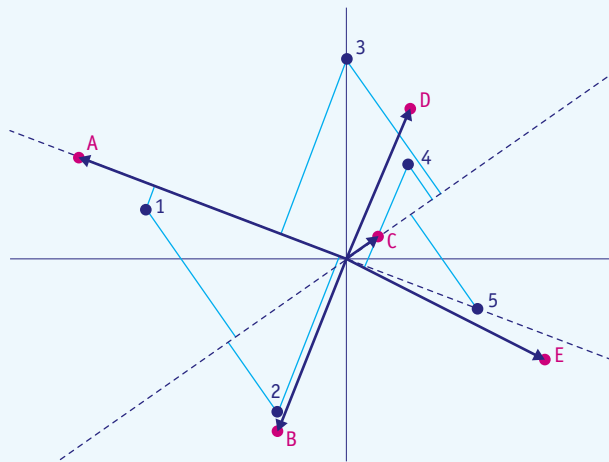
(a) scatterplot van soort A tegen soort B; (b) nieuw assenstelsel, eerste as in richting maximale spreiding, tweede as loodrecht daarop; (c) na rotatie met eenheid en richting toename soort A en B; (d) na projectie op de eerste as; de lengte van de pijlen geeft aan dat de abundantie van soort B minder snel toeneemt dan die van soort A.



KADER 6.9

PRINCIPALE COMPONENTEN-ANALYSE: INTERPRETATIE VAN DE BILOT

INTERPRETATIE BILOT SOORTEN EN MONSTERS BIJ PCA EN RDA



Door de monsters te projecteren (lichtblauwe lijntjes) op de vector (pijl, verlengd met stippellijn) van de soorten vind je bij benadering de volgorde van de abundanties in de monsters.

Voor soort A kunnen we afleiden:

- Abundantie het hoogst in monster 1, het laagst in monster 5
- Volgorde (afnemend): 1, 3, 2, 4, 5

Voor soort C geldt dus:

- Abundantie het hoogst in monster 3, het laagst in monster 2
- Volgorde (afnemend): 3, 4, 5, 1, 2

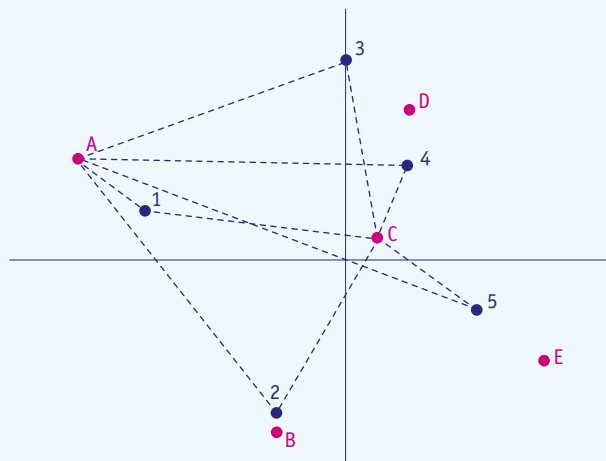
Vergelijk voor beide soorten de resultaten met de interpretatie van DCA, CA en CCA (de scores zijn in dit geconstrueerde voorbeeld gelijk voor beide analyses).

N.B. Pijlen (vectoren) in ongeveer dezelfde richting, mits lang, geven aan dat soorten onderling positief gecorreleerd zijn. Als de pijlen in tegengestelde richting wijzen zijn de soorten negatief gecorreleerd. Ongeveer loodrecht op elkaar staande pijlen geven aan dat soorten niet of weinig gecorreleerd zijn. Korte pijlen duiden op een slechte correlatie met de assen en daaruit kan weinig afgeleid worden over de correlatie met andere soorten.

KADER 6.10

CORRESPONDENTIE-ANALYSE: INTERPRETATIE VAN DE BILOT

INTERPRETATIE BILOT SOORTEN EN MONSTERS BIJ DCA, CA EN CCA



De abundantie van de soorten (letters) in de monsters neemt af met toenemende afstand tussen het punt van de soort en het punt van het bijbehorende monster. Door de afstand (stippellijnen) te bepalen tussen de positie van een monster in het diagram en de positie van een soort in het diagram kun je dus iets concluderen over de abundantie van de soorten in de monsters.

Voor soort A geldt dus:

- Abundantie het hoogst in monster 1, het laagst in monster 5
- Volgorde (afnemend): 1, 3, 2, 4, 5

Voor soort C kunnen we afleiden:

- Abundantie het hoogst in monster 4, het laagst in monster 1
- Volgorde (afnemend): 4, 5, 3, 2, 1

Vergelijk voor beide soorten de resultaten met de interpretatie van PCA en RDA (de scores zijn in dit geconstrueerde voorbeeld gelijk voor beide analyses).

NB: soorten die in het diagram dicht bij elkaar liggen komen vaak gezamenlijk voor, soorten die ver uiteen liggen komen zelden samen voor.

6.7.7 Correspondentie-analyse

Ter Braak (1995) legt uit waarom Hill (1973) correspondentie-analyse reciprocal averaging (wederkerig middelen) noemt. Intuïtief schat men de plaats van een multivariate waarneming langs een enkelvoudige gradiënt, door middeling van de optima van de soorten langs de gradiënt, waarbij het gemiddelde is gewogen naar abundantie). Voorbeelden hiervan zijn berekeningen met Ellenberg-getallen voor plantengemeenschappen (Ellenberg *et al.* 1991) en berekeningen met saprobie-getallen voor macrofauna. Omgekeerd schat men het optimum van een soort langs een gradiënt door de waarde van een variabele te middelen over alle plekken waar die soort voorkomt.

Hill (1973) laat zien dat herhaald middelen in beide richtingen leidt tot een unieke oplossing, die onafhankelijk is van de beginscores voor soorten of monsters.

De interpretatie van de biplot van soorten en monsters is bij CA dus een heel andere dan bij PCA: het gaat voor de soorten niet om de richting waarin hun abundantie toeneemt, maar om het punt waar hun optimum geschat wordt (zie kader 6.10). Voor een uitvoerige bespreking van de verschillende varianten van correspondentie-analyse verwijzen we naar de publicaties van Cajo ter Braak (o.a. Ter Braak 1995b, Ter Braak & Smilauer 1998).

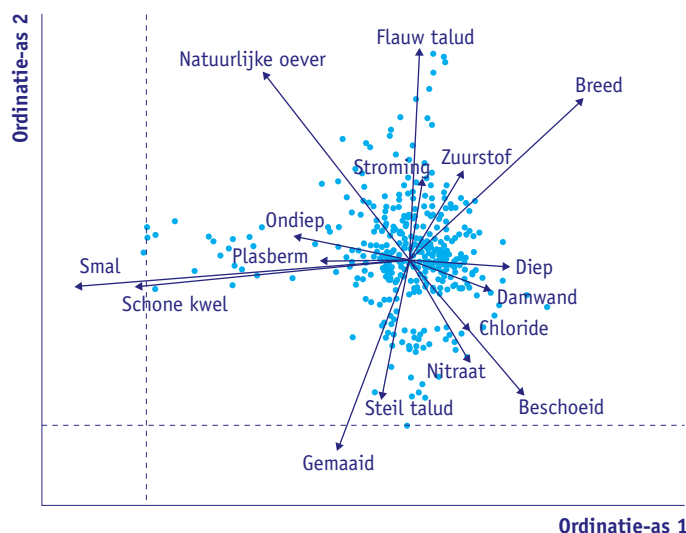
De relatie van soort-ordinaties met omgevingsvariabelen (chemische en fysische variabelen) kan tegelijkertijd (direct) of achteraf (indirect) vastgesteld worden. In de volgende twee paragrafen bespreken we beide opties.

6.7.8 Indirecte gradiëntanalyse

Bij indirecte gradiëntanalyse worden de scores van de observaties op de ordinatie-assen van de soortsortinatie, gecorreleerd met de waarden van de omgevingsvariabelen. Deze correlaties kunnen, net als die van de soorten in PCA, in het diagram door middel van vectoren worden weergegeven (figuur 6.13). De interpretatie gaat op overeenkomstige wijze.

Fig 6.13 Correspondentie-analyse van een complexe dataset van slootmonsters

Correspondentie-analyse van een complexe dataset van slootmonsters in Oost Nederland. In de figuur zijn de monsters weergegeven zonder label. Na de multivariate analyse zijn kenmerken van de meetpunten gecorreleerd met de assen. De gegevens zijn ter beschikking gesteld door Reinder Torenbeek.

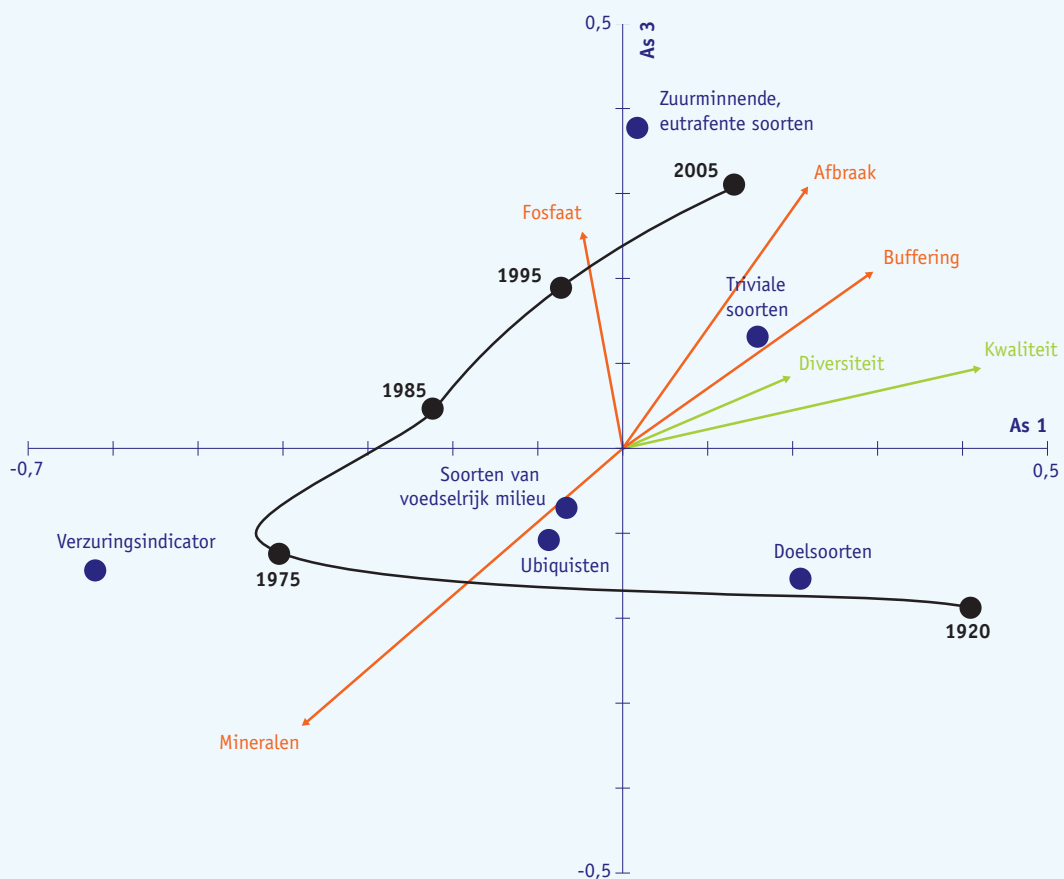


Er zijn nog meer methoden om ordinatiediagrammen te interpreteren. Bij de PCA-analyse van vennen gebruikten Van Dam en Mertens (2008) onder meer het zwaartepunt (centroïde) van het voorkomen van soorten uit strikt omschreven soortengroepen (kader 6.11).

KADER 6.11

PRINCIPALE COMPONENTEN-ANALYSE MET INTERPRETATIE, VAN HET VOORKOMEN VAN KIEZELWIEREN IN GEÏSOLEERDE VENNEN

Deze analyse is uitgevoerd door Herman van Dam. Nadat de gradiëntlengte van de DCA (zie tekst) minder bleek dan 3, koos Herman van Dam voor verdere analyse met PCA. Met name de eerste en derde as correleerden significant met belangrijke omgevingsfactoren. Ze verklaarden respectievelijk 25% en 10% van de variantie.



De oranje pijlen geven de correlatie met significante milieuvariabelen aan (mineralen: Ca, Mg, SO₄, Al, EGV; afbraak: opgeloste organische koolstof [DOC], nitriet; buffering: pH en alkaliniteit). De groene pijlen geven de correlaties met de diversiteit (aantal soorten, Simpson-index) en de kwaliteit (EKR volgens KRW-maatlatten) aan. De scores van de ecologische groepen zijn abundantie-gewogen gemiddelden van de soorten uit deze groepen. Vanwege de schaal van de grafiek zijn deze scores door drie gedeeld. De scores van de monsters zijn gemiddelden per periode (vet) van alle 142 monsters van de ordinatie (1920: 1916-'33, 1975: '70-'79, 1985: '80-'89, 1995: '90-'99, 2000: '00-'05). (bron: Van Dam & Mertens 2008).

Herman van Dam interpreteerde de figuur voor ons als volgt:

Het is gebruikelijk om in ordinatiediagrammen de scores van monsters en soorten uit te zetten. Omdat het aantal monsters groot is zijn monsters per periode gemiddeld. Ook de soorten zijn samengevoegd tot groepen. Doelsoorten zijn soorten uit zwak gebufferde wateren en die een bijzondere betekenis hebben in het natuurbeheer. Vooral in de monsters van 1920 komen ze veel voor. Door de sterke verzuring waren ze rond 1975 grotendeels vervangen door de verzuringsindicator *Eunotia exigua*, een soort die ook voorkomt in het zeer zure afvalwater van metaalmijnen. Net als andere, veel voorkomende soortengroepen, ligt deze aan de rand van het diagram van de PCA. Waar deze soort aanwezig is zijn de ionenconcentraties hoog en is de pH laag, zoals uit de richting van de pijlen kan worden afgeleid. De zuurminnende, eutrafente soorten vormen een derde hoekpunt van het diagram. Zij komen vooral voor in de meest recente monsters. Door de afname van de zure depositie zijn er wel verbeteringen in de vennen, maar de oude situatie wordt niet hersteld. De richting van de pijlen indiceert dat deze soorten het vooral goed doen bij verhoogde fosfaatconcentraties (door verhoogde afbraak van organische stof in wat minder zure omstandigheden). De ubiquisten en soorten uit alledaagse, voedselrijke wateren zijn minder talrijk en liggen daardoor meer in het centrum van het diagram. Halverwege de doelsoorten en de zuurminnende, eutrafente soorten liggen de triviale soorten uit zure wateren.

6.7.9 Directe gradiëntanalyse

Bij directe gradiëntanalyse (RDA, redundancy analysis) neemt men de relatie tussen soorten en omgevingsfactoren rechtstreeks mee in het ordinatiemodel (kader 6.12). De scores van de observaties worden dan zodanig gekozen dat zij tevens voorspeld kunnen worden uit de omgevingsfactoren (zij zijn ook een lineaire combinatie van chemische en fysische variabelen). Voor een uitvoerige bespreking verwijzen wij naar Ter Braak & Smlauer (1998). Er kan nu een derde element aan de plotjes toegevoegd worden, namelijk de correlaties van de milieuvariabelen met de assen. We spreken dan van een triplot.

Directe gradiëntanalyse is in de literatuur ook terug te vinden als reduced rank regression, en als CCA (canonische correspondentie-analyse).

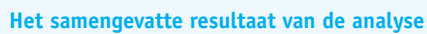
KADER 6.12

RDA BAGGEREXPERIMENT ROZENDAAL

Twee biplots: vegetatie-opnamen met soorten (links) en soorten met omgevingsvariabelen, in dit geval experimentele behandeling (rechts). Om de diagrammen niet te vol te maken zijn de codes voor de monsterpunten grotendeels weggelaten.

In verband met overlast van kroos heeft het waterschap Hoogheemraadschap der Stichtse Rijnlanden een experiment uitgevoerd in de polder Rozendaal. Ongeveer een jaar voor de start van het experiment was er een schouw, dus zijn alle sloten geschoond en volledig gebaggerd. In het experiment werden drie verschillende baggerregimes toegepast: Niet baggeren (Beh.N), eens in de vier jaar baggeren (Beh.B) en sloten jaarlijks op diepte houden door slib te verwijderen met de baggerspuit (beh.D). In de sloten werd twee maal per jaar een vegetatie-opname gemaakt (Voorjaar en Nazomer). De oeversoorten zijn niet in deze analyse beschouwd en voor de watersoorten is onderscheid gemaakt tussen het voorkomen onder water (w) en het voorkomen in de drijvende laag (d).

De vegetatie-opnamen zijn geanalyseerd met RDA, waarbij als milieuvariabelen de verschillende behandelingen uit het experiment zijn meegenomen. Het verschil tussen de behandelingen bleek niet groot te zijn, met name omdat de slootjes in het experiment nogal verschillend waren om andere redenen.



Vegetatie-opnamen aan de bovenzijde van het diagram (bijvoorbeeld N02n3), dus lang na baggeren in betrekkelijk diepe sloten zijn relatief rijk aan *Potamogeton pectinatus* en *Sparganium emersum* (de correlaties van deze soorten met de assen zijn echter zeer laag). Vegetatie-opnamen aan de linkerzijde (bijvoorbeeld V00_10z4, lang na baggeren in ondiepere sloten) zijn relatief rijk aan draadwieren (niet verder gedetermineerd), *Lemna gibba*, *Potamogeton pusillus* en *Lemna trisulca*. Vegetatie-opnamen gemaakt kort na baggeren (rechts in het diagram, bijvoorbeeld V01-4z0 en N06-4z1) zijn relatief rijk aan o.a. *Callitriche* sp. en *Wolffia* sp, maar ook deze soorten zijn slechts zwak gecorreleerd met de assen.

Van Tongeren, OFR. Gremmen, N., 2005. Baggerbeheer en slootvegetatie in de polder Rozendaal. Een studie naar het verband tussen kroosgroei en vegetatiesamenstelling enerzijds en baggerbeheer anderzijds. In opdracht van Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden, 62 pp. + bijlagen (63 pp.)

Programmatuur

De beschikbare programmatuur is CANOCO (en bijbehorende hulpprogramma's), en de canonische varianten van statistiekpakketten (RDA of reduced rank regression en CCA).

Presentatie en rapportage

Van PCA en CA rapporteert men minimaal een overzichtstabel met eigenwaarden (verklaarde variantie of deviantie), en een biplot of triplot. Bij veel variabelen vervangt men deze plots door losse plots van observaties en variabelen. Daarnaast is een interpretatie nuttig, eventueel met bijbehorende scatterplots.

6.8 MEETNETOPZET: STATISTISCHE RANDVOORWAARDEN EN PROBLEMEN

Bij de opzet van een meetnet moet men ernaar streven om de verhouding tussen resultaat en meetinspanning zo gunstig mogelijk te maken. Dat wil zeggen dat we zoveel mogelijk en zo duidelijk mogelijke conclusies willen verkrijgen op basis van zo min mogelijk gegevens. In de praktijk benadrukt men vaak vooral de financiële randvoorwaarden. Vanuit de statistiek valt echter ook heel wat te zeggen over optimalisatie van een meetnet, eventueel binnen de financiële randvoorwaarden. De problemen bij de meetnetopzet bespreken we in deze paragraaf maar kort. Uitgebreidere informatie kan men vinden in onder meer Klavers (1992), Gremmen & Van Tongeren (1999) en in statistische handboeken. Per saldo berust het ontwerpen van een meetnet grofweg voor de helft op gezond verstand en voor de helft op statistiek.

In de inleiding van dit hoofdstuk zeiden we al dat meetprogramma's ook gebaat zijn bij rust. Trends zullen nooit zichtbaar worden als men niet gedurende langere tijd consequent doormeet, zodat lange, consistente tijdreeksen ontstaan. Dit soort tijdreeksen kan achteraf een goudmijn blijken te zijn.

6.8.1 Meetfrequentie en temporele autocorrelatie

Wanneer men een meetpunt met korte tijdsintervallen bemonstert, zal men in het algemeen van monster tot monster een relatief geringe verandering vinden. In het algemeen zal een levensgemeenschap niet direct alle fluctuaties in het milieu volgen. Doorgaans is er in meerdere of mindere mate sprake van naijling. Dit verschijnsel is sterker naarmate de soorten een langere levensduur hebben.

Ook voor chemische en fysische variabelen is er vaak sprake van naijleffecten. Hierdoor zal het ook in een tijdreeks met een kort bemonsteringsinterval vaak voorkomen, dat de afwijking van de temporele trend op opeenvolgende monstertijdstippen sterk overeenkomt. Een aantal kort op elkaar volgende waarnemingen leveren dan samen nauwelijks meer informatie dan een enkele waarneming. Gevolg van deze autocorrelatie en de daarmee samenhangende redundantie in de gegevens is dat:

- er bij statistische toetsing te snel tot significantie wordt besloten;
- het onderscheidend vermogen van het meetnet wordt overschat;
- de bemonsteringscapaciteit inefficiënt gebruikt wordt, omdat bij onderling afhankelijkheid er meer monsters moeten worden verzameld om dezelfde uitspraken te kunnen doen als bij onafhankelijke waarnemingen.

6.8.2 Bemonsteringsdichtheid en ruimtelijke autocorrelatie

Voor ruimtelijke reeksen geldt *mutatis mutandis* hetzelfde als voor tijdreeksen. Gegevens van meetpunten zullen in het algemeen meer met elkaar overeenkomen, naarmate de meetpunten dichter bij elkaar liggen (de afstand tussen meetpunten is hier niet de gebruikelijke hemelsbrede afstand in kilometers, maar moet ook gedefinieerd worden met andere aspecten: twee meetpunten in hetzelfde waterlichaam liggen in het algemeen 'dichter bij elkaar' dan twee meetpunten in twee verschillende waterlichamen, die in de

ruimte even ver van elkaar verwijderd zijn). Ook afwijkingen van het gemiddelde en afwijkingen van de ruimtelijke trend komen meer overeen voor meetpunten die dicht bij elkaar liggen. Dit heeft als gevolg dat de informatie verkregen uit enkele vlak bij elkaar gelegen meetpunten nauwelijks groter is dan de informatie van een enkel meetpunt. Door twee dicht bij elkaar gelegen meetpunten te bemonsteren verzamelen we dus overvloedige (redundante) informatie. Naarmate de afstand tussen meetpunten groter wordt neemt de redundantie in het algemeen af.

Het is dus noodzakelijk om een idee te krijgen van de ruimtelijke afstand waarover afwijkingen van het algemene beeld zich uitstrekken, met andere woorden: van de ruimtelijke autocorrelatie. Het gevolg van deze autocorrelatie en de daarmee samenhangende redundantie in de gegevens, is dat in regressie-analyse niet meer voldaan wordt aan de randvoorwaarde van onderling onafhankelijke residuen. Daardoor zal men te snel tot significantie besluiten.

6.8.3 Redundantie en strategieën om redundantie te vermijden

Door ruimtelijke en temporele autocorrelatie ontstaat dus redundantie (overtolligheid) in de gegevens. Het verzamelen van meer gegevens leidt in dit geval niet tot meer informatie, maar wel tot hogere kosten. Het meetnet wordt geoptimaliseerd om onnodig hoge kosten te voorkomen, maar ook om af te kunnen zien van ingewikkelde analyses die corrigeren voor autocorrelatie in ruimte en tijd (bijvoorbeeld met ARIMA-modellen, zie [paragraaf 6.6](#)).

Een goede strategie om temporele autocorrelatie te vermijden is om niet te vaak te bemonsteren. Daarmee bedoelen wij: niet te vaak binnen een meetjaar en niet elk jaar. Het verlies aan informatie is meestal klein. Bovendien maakt men hierdoor budget en capaciteit vrij om meer meetpunten in het meetnet op te nemen. In een roulerend meetnet bezoekt men deze minder vaak, bijvoorbeeld eens in de drie jaar (zie [paragraaf 6.8.7](#)). Heeft men veel meetgegevens uit één jaar dan kan men redundantie door temporele autocorrelatie vermijden, door in de verdere analyse een jaar- of seizoengemiddelde te gebruiken, of een andere statistische grootheid zoals de mediaan of het 90-percentiel.

Redundantie kan men voorts voorkomen door meetpunten niet te dicht bij elkaar te leggen. Hierdoor zullen de residuen ten opzichte van de ruimtelijke trend een verwaarloosbare correlatie laten zien. Met behulp van een clusteranalyse kan men meetpunten in een bestaand meetnet onderling vergelijken. Meetpunten die hierbij erg op andere meetpunten lijken, kan men vervolgens uit het meetnet verwijderen. Veel op elkaar lijkende meetpunten die betrekkelijk ver uit elkaar liggen, kunnen beter wel in het meetnet blijven. Er is namelijk geen garantie dat zij in de toekomst dezelfde trend zullen blijven vertonen. Ten slotte kan de volgende vuistregel gehanteerd worden: leg binnen een homogene kaarteenheden (grondsoort, grondgebruik, watertype) niet te veel meetpunten. Indien om andere redenen meer meetpunten gewenst zijn, dan verdient ook hier een roulerend meetnet de voorkeur boven een meetnet met veel redundantie.

6.8.4 Onderscheidend vermogen ($1-\beta$)

Een meetnet moet onderscheidend vermogen hebben. Er zijn verschillende mogelijkheden om dat gewenste onderscheidende vermogen te bereiken. In het algemeen neemt het onderscheidend vermogen toe naarmate:

- de random afwijkingen (ruis, onder meer veroorzaakt door natuurlijke fluctuaties en meetfouten) kleiner zijn;
- het aantal waarnemingen toeneemt;
- het te detecteren verschil groter is.

In het spreadsheet (H6_8.xls) kan met de geschatte temporele trend, de standard error of the estimate, de gewenste onbetrouwbaarheid en het gewenste onderscheidend vermogen berekend worden hoeveel waarnemingen in een lineaire regressie nodig zijn om die trend te detecteren.

Het aantal waarnemingen, en daarmee het onderscheidend vermogen, neemt in de loop van de tijd toe. Het aantal meetpunten wordt dus mede bepaald door de termijn waarop een bepaald effect zichtbaar zou moeten zijn. Om die reden worden vaak tijdelijk meer meetpunten aan een meetnet toegevoegd, wanneer men snel de effecten van een experimentele maatregel wil toetsen. Het is zaak hierbij te letten op de negatieve effecten van mogelijk optredende redundantie.

6.8.5 Stratificatie

Bij de inrichting van het meetnet is het altijd verstandig om eraan te denken dat in verschillende delen van het onderzoek- of beheergebied zich allerlei verschillende ontwikkelingen (kunnen) voordoen. Naast een goede ruimtelijke spreiding van de meetpunten is het dus gewenst om deelgebieden te onderscheiden op basis van een aantal belangrijke kenmerken (bijvoorbeeld watertype, bodemsoort, grondgebruik). We noemen dit *stratificatie*: het onderscheiden van strata (letterlijk: lagen) op basis van meetpuntkenmerken. In elk van de verschillende strata moet men meetpunten kiezen, wanneer het bij latere analyse gewenst is om verschil te maken tussen strata. Voor elk stratum afzonderlijk kan men het onderscheidend vermogen berekenen. Een bijkomend voordeel van het onderscheiden van strata (die men met dummy-variabelen in de data codeert), is dat alle meetpunten in een trendanalyse met multiële regressie gelijktijdig geanalyseerd kunnen worden. Bovendien kan men eenvoudig toetsen met multiële lineaire regressie-analyse, of de verschillende strata een verschillende trend (hellingshoek) of een verschillend gemiddeld niveau (verschil in intercept) laten zien (zie [paragraaf 6.5](#)).

6.8.6 Randomisatie

Het is gebruikelijk om meetpunten op gemakkelijk bereikbare plaatsen te leggen. Toch is dit meestal niet gewenst. Kies zo mogelijk een random (willekeurig) punt in elk deelgebied (bijvoorbeeld waterlichaam of stratum) waarin u een meetpunt wilt leggen. Alleen als het zonneklaar is dat een gemakkelijk bereikbaar meetpunt ook in statistische zin representatief is, mag dit punt gekozen worden in plaats van een random punt. Statistische representativiteit betekent hier dat het meetpunt niet systematisch afwijkt van andere mogelijke meetpunten binnen het stratum. Het mag natuurlijk wel afwijken van andere meetpunten in de omgeving, maar dan uitsluitend op basis van zijn overige kenmerken (bijvoorbeeld bovenstrooms en benedenstrooms bij een RWZI).

6.8.7 Vast of roulerend meetnet

Zoals we zagen in de voorgaande paragrafen kan het om verschillende redenen wenselijk zijn om meer meetpunten in het meetnet op te nemen. Tegelijkertijd lijkt dit in strijd te zijn met het vermijden van redundantie door ruimtelijke en temporele autocorrelatie. In levensgemeenschappen treedt vaak naijling op en verschillen tussen meetpunten worden in grote mate bepaald door bodemtype, bodemgebruik of watertype. Deze eigenschappen hebben in het algemeen een zekere ruimtelijke uitgestrektheid. Veel waterschappen hebben daarom een roulerend meetnet ingericht. Hierbij bezoekt men in opeenvolgende jaren steeds een ander deel van de meetpunten. Het meetnet kan hierdoor een groter aantal meetpunten omvatten, terwijl redundantie vermeden wordt. Hierdoor neemt het onderscheidend vermogen van het meetnet toe, terwijl de bemonsteringsinspanning gelijk blijft.

Een vaak gemaakte opmerking over een roulerend meetnet met jaarlijks wisselende meetpunten, is dat de onderlinge vergelijkbaarheid van alle meetpunten in het meetnet minder is, omdat de ruis groter is.

Dit is zeker juist, maar uitsluitend wanneer ieder jaar opnieuw de locaties van de meetpunten (gestratificeerd) random zouden worden bepaald. Zelden wordt echter het volgende opgemerkt, hoewel het van veel groter belang is: om de reiskosten te beperken deelt men een roulerend meetnet in de meeste gevallen op in enkele regio's. Elk jaar bezoekt men één van de regio's. Dit is een slechte aanpak, want hierdoor kan een vertekend beeld ontstaan van een regio die in een extreem jaar is bezocht, bijvoorbeeld een jaar met grote droogte of juist veel neerslag. Het is daarom verstandiger om de bezoeken aan de meetpunten zodanig over de jaren te verdelen, dat van alle verschillende strata in de meetpunten elk jaar een deel wordt bezocht. Na enige tijd is het dan mogelijk de effecten van verschil in ruimtelijke ligging te scheiden van de effecten van fluctuaties in het klimaat.

6.9 SUGGESTIES VOOR DE OPMAAK VAN FIGUREN EN TABELLEN

De kleren maken toch de man!

Bij de vormgeving van tabellen en figuren komen we op het grensgebied tussen droge, redelijk objectief te verwoorden criteria, en smaak. En inderdaad zullen we stelling nemen.

Figuur of tabel?

Als eerste behandelen we de keuze tussen een tabel of een figuur. Tabellen genieten de voorkeur als veel getallen overzichtelijk bij elkaar gezet moeten worden, terwijl het patroon er niet duidelijk uit hoeft of kan springen. Figuren zijn plaatjes en moeten dus in een oogopslag een patroon opdringen; dat is de kracht van een figuur. Figuren zijn dus veel meer dan tabellen gebonden aan een maximum hoeveelheid informatie. Niet meer dan vier verschillende lijnen in één figuur bijvoorbeeld, want anders verdwijnt het bos al gauw achter de bomen. Anderzijds is de grafische kracht van een goede figuur veel overtuigender dan een tabel ooit zal kunnen zijn. De keuze is dus in wezen simpel en behelst het beantwoorden van twee vragen:

- 1 wil ik veel of weinig gegevens presenteren;
- 2 passen die gegevens in een eenvoudige figuur.

Moet of wil men veel gegevens presenteren of passen de gegevens niet in een simpele figuur, stop ze dan in een tabel.

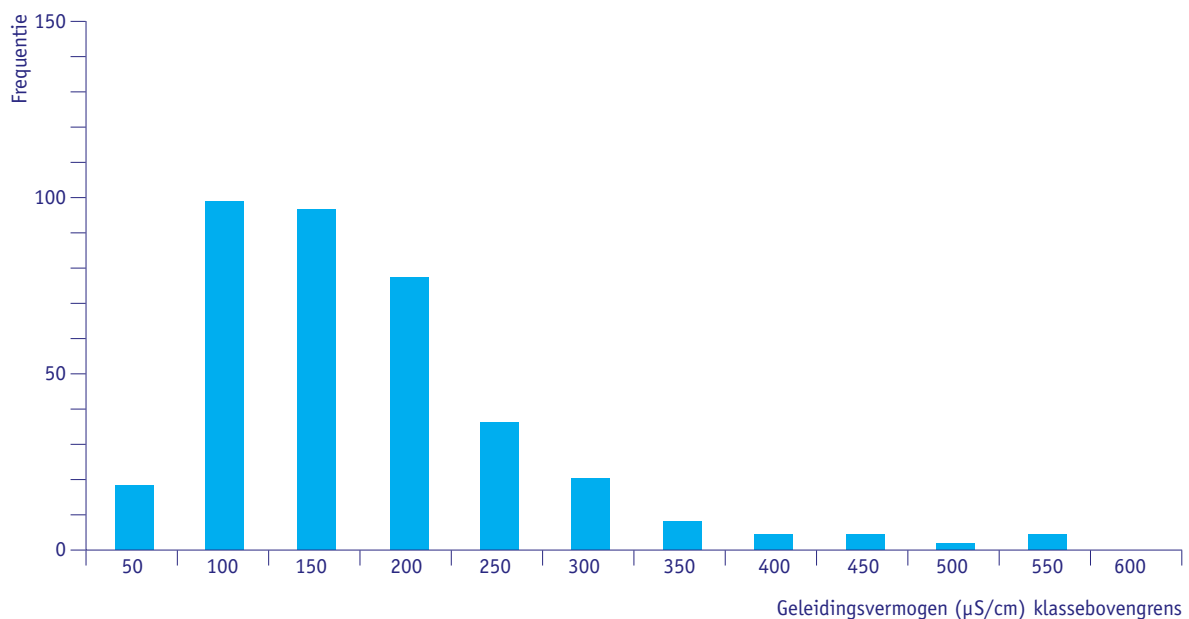
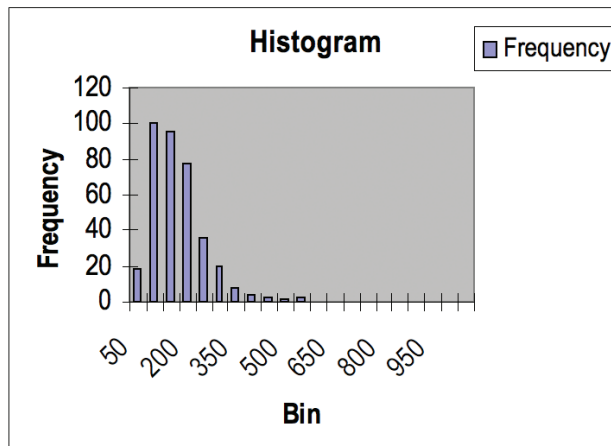
Tabellen

Tabellen moeten zichzelf met behulp van kolomkoppen en eventueel toelichtende voetnoten volledig kunnen verklaren. Wat staat er in de eerste rij aan kolomkoppen? Welke eenheden horen daarbij? Waar kan ik de gevolgde methode terugvinden? Vermijd complexere geneste tabellen zoveel mogelijk vanwege de toegankelijkheid voor de lezer. Wees ook zuinig met vormgeving in de tekst, liever niet teveel onderstrepen, cursief of vet, en zo min mogelijk lijnen in de tabel. Een goede tabel heeft genoeg aan één horizontale lijn (exclusief eventuele kaderlijnen, zoals een afsluitende lijn onder de tabel; vergelijk [tabel 6.1](#)), te weten de lijn onder de kolomkoppen (die in feite een 'is gelijk' teken symboliseert). Vraagt u zich bij het vullen van de tabel ook af of het aantal decimalen achter de komma dat u rapporteert werkelijk noodzakelijk is, of schijnnaauwkeurigheid. Zuurgraadmeters geven de pH op twee decimalen nauwkeurig (bijvoorbeeld 8,43), maar u rapporteert die op één decimaal (als 8,4).

Onze software geeft ons de ruimte om voor figuren een veelheid aan ontwerpen te kiezen. Dit alles is grotendeels barokke overdaad. De standaard lay-out die Excel u verschaft heeft in de regel forse aanpassingen nodig (zie [figuur 6.14](#)).

Fig 6.14 Presentatie

Boven de ruwe Excel figuur, onder de naar onze ideeën over presentatie en vormgeving aangepaste figuur.



Figuren

Twee typen figuren volstaan in de meeste gevallen:

- 1 de X-Y plot of scatterplot, voor het vergelijken van twee reeksen getallen;
- 2 het staafdiagram (of histogram).

Onze favoriet is de scatterplot (spreidingsdiagram), omdat deze figuur verbanden tussen variabelen toont. In dit hoofdstuk treft u een aantal X-Y plots die we met Excel hebben gemaakt. [Figuur 6.5](#) illustreert de superioriteit van de scatterplot. We pleiten voor terughoudendheid bij het gebruik van staafdiagrammen.

In sommige gevallen is een Box-and-whisker plot een goede keuze ([figuur 6.2](#) en [6.3](#)). Het is een compromis van de statisticus tussen overzicht en toch veel willen zeggen. Box-and-whisker plots zijn niet standaard beschik-

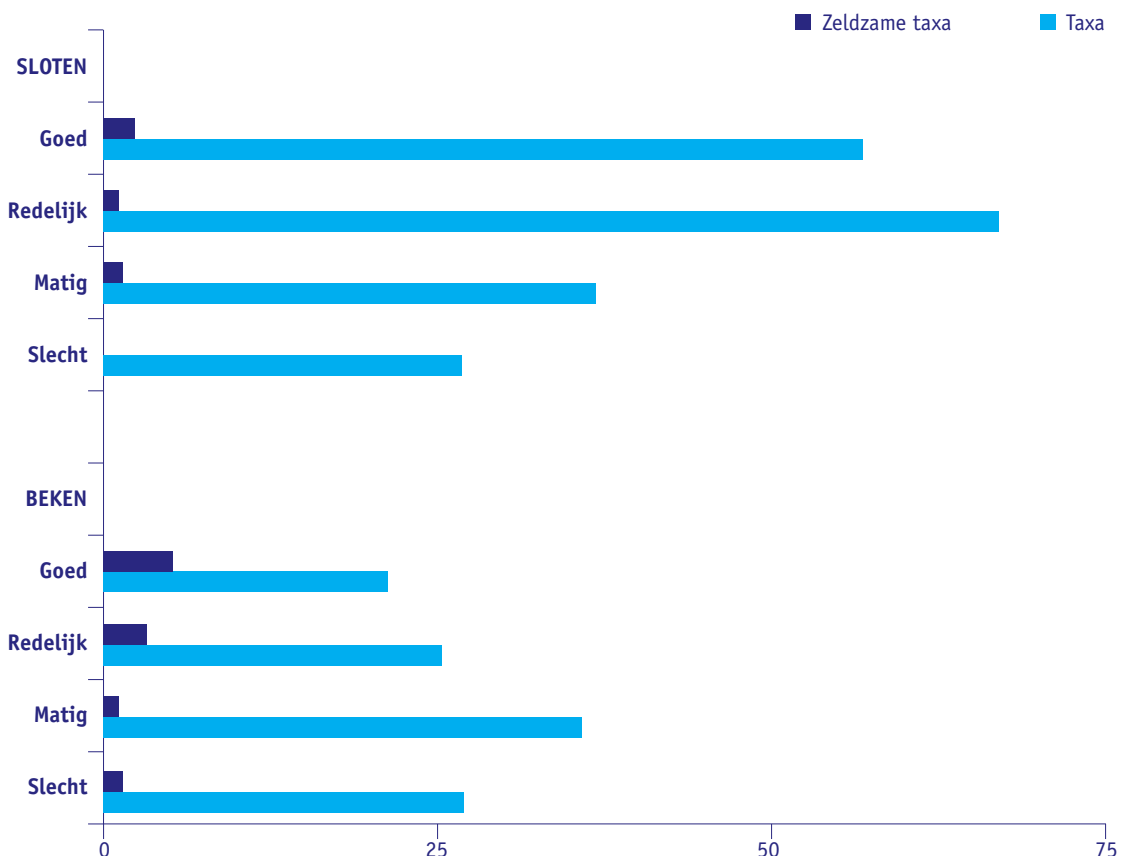
baar in Excel, maar we leveren een poging daartoe als spreadsheet bij (spreadsheet H6_4.xls). De Box-and-whisker plot is met name nuttig voor een eerste exploratieve analyse van de verdeling van een variabele.

Voor alle figuren geldt dat overdaad schaadt, ook in de eenheden langs de assen en het type symbolen dat gekozen wordt. Beperk het aantal 'major ticks' langs elk van de assen tot drie à vijf. Gebruik zo min mogelijk symbolen, maximaal vier in één figuur. Kies bij voorkeur simpele, goed zichtbare symbolen, zoals ●, ▲ en ■. Alleen kleurgebruik om variabelen te onderscheiden, kan tot verwarring leiden als één van uw lezers kleurenblind is. Als het de bedoeling is om verschillende figuren te kunnen vergelijken, plaats ze dan bij elkaar zoals wij in [figuur 6.5](#) hebben gedaan. De samenhang of het contrast is dan voor iedereen duidelijk zonder dat men hoeft te bladeren.

In de statistiek is het gebruikelijk is om verticale staafdiagrammen (histogrammen, bar plots) te maken. Volgens ons verdienen liggende staven de voorkeur, omdat die makkelijker zijn af te lezen; een liniaal is immers ook horizontaal. Bovendien zijn de bijschriften dan makkelijker leesbaar (vergelijk [figuur 6.15](#)). Dit geldt evengoed voor gestapelde histogrammen, die de verdeling over twee of meer categorieën weergeven, zoals de aantallen macrofaunasoorten binnen hogere taxonomische groepen in verschillende watertypen.

Fig 6.15 Soortenrijkdom van macrofauna in sloten en beken

Soortenrijkdom van macrofauna in sloten en beken die verschillen in ecologische kwaliteitsbeoordeling. Gegevens uit Nijboer (2006). Nijboer beargumenteert op basis van deze gegevens dat totale soortenrijkdom een minder goede maat is dan het voorkomen van zeldzame taxa. Ook constateert ze dat sloten met een redelijke waterkwaliteit rijker zijn aan macrofaunasoorten dan beken, omdat het aantal micro-habitats er groter is.



In X-Y plots neemt men de eventueel berekende regressiestatistieken bij voorkeur op in een hoek van de figuur. De statistieken moeten leesbaar zijn, maar niet storend (zie [figuur 6.5](#)).

Geografische kaarten en GIS

Tenslotte nog iets over het rapporteren van de waterkwaliteitsgegevens op geografische kaarten. Een kaart is een ideale achtergrond om de ruimtelijke samenhang in één oogopslag duidelijk te maken. Ook voor zo'n kaartpresentatie geldt dat overdaad al snel schaadt en dat kleur- en symboolgebruik met zorg moet gebeuren. Verder willen we hier pleiten voor 'statistische eerlijkheid': als één meetpunt aan de norm voldoet, betekent dat niet dat het hele meer blauwgeverfd mag worden, of de hele beek tot het volgende meetpunt groen. De nadruk moet liggen op het weergeven van de meetpunten.

Tenslotte geven we de voorkeur aan staaf- of stiff-diagrammen met de onderliggende waterkwaliteitsvariabelen, boven de vijf kaderrichtlijn-kleuren. Aggregatie ten bate van een oordeel hoeft niet noodzakelijkerwijs te betekenen dat men de onderliggende gegevens niet meer hoeft te presenteren.

6.10 LITERATUURVERWIJZINGEN

- Baggelaar P & van der Meulen A (ongedateerd). *Trendanalist versie 4.0. AMO-Icastat*. <http://www.amo-nl.com/indexicostat.htm>
- Box G & Jenkins G (1970) *Time series analysis: Forecasting and control*. Holden-Day, San Francisco.
- Chapman D (1996) *Water quality assessments, a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. 2nd Edition. Chapman & Hall on behalf of UNEP, WHO and UNESCO, London. 626 pp.
- CIW (2001) *Leidraad monitoring*. Commissie Integraal Waterbeheer. 364 pp. www.helpdeskwater.nl/leidraad-monitoring.
- Day RW & Quinn GP (1989) Comparisons of treatments after an ANOVA in ecology. *Ecological Monographs* 59: 433-463.
- Ellenberg H, Weber HE, Dull R, Wirth V, Werner W & Paulißen D (1991) *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Scripta Geobotanica 18, Verlag Erich Goltze KG, Göttingen. 248 pp.
- Gauch HG (1982) *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press, Cambridge. 298 pp.
- Gremmen NJM & van Tongeren OFR (1999) *Landelijk meetnet flora milieu- en natuurkwaliteit. Een schets van de gewenste opzet van het meetnet: statistische aspecten*. Data-Analyse Ecologie Diever/Westervoort. 50 pp.
- Hill MO (1973) Reciprocal averaging: an eigenvector method of ordination. *Journal of Ecology* 61: 237-249.
- Hill MO (1979) *TWINSPAN – A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of individuals and attributes*. Cornell University, Ithaca, NY. 90 pp.
- Johnson BE & Millie DF (1982) The estimation and applicability of confidence intervals for Stander's Similarity Index (SIMI) in algal assemblage comparisons. *Hydrobiologia* 89: 3-8.
- Jongman RHG, Ter Braak CJF & van Tongeren OFR (eds) (1995) *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, 299 pp.
- Klavers HC (1992) *Optimalisatie routinematig onderzoek kwaliteit rijksbinnenwateren. Deel 3: Statistisch onderzoek*. RIZA rapport nr. 92.053, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad. 85 pp + bijlagen.
- McCullagh P & Nelder JA (1983) *Generalized linear models*. Chapman and Hall, London, New York. 261 pp.
- Nijboer R (2006) *The myth of communities. Determining ecological quality of surface waters using macroinvertebrate community patterns*. Thesis. Alterra Scientific Contributions 17, Alterra, Wageningen. 188 pp.
- Neter J, Kutner MH, Nachtsheim CJ & Wassermann W (1996) *Applied linear statistical methods*. Fourth edition. IRWIN publishers, Chicago.
- Ott RL & Longnecker M (2001) *An introduction to statistical methods and data analysis*. 5th edition. Duxbury, Pacific Grove, California.

- Oude Voshaar JH (1994) *Statistiek voor onderzoekers met voorbeelden uit de landbouw- en milieuwetenschappen*. Wageningen Pers, Wageningen, 253 pp.
- Peterson CH, McDonald LL, Green RH & Erickson WP (2001) Sampling design begets conclusions: the statistical basis for detection of injury to and recovery of shoreline communities after the 'Exxon Valdez' oil spill. *Marine Ecology Progress Series* 210: 255-283.
- Snedecor GW & Cochran WG (1989) *Statistical methods*. 8th edition. Iowa State University Press, Ames, USA.
- Sokal RR & Rohlf FJ (1981) *Biometry*. Second edition. Freeman, San Francisco, California.
- Steel RGD & Torrie JH (1980) *Principles and procedures of statistics, a biometrical approach*. 2nd edition. McGraw-Hill, Singapore
- Ter Braak CJF (1982) DISCRIM – A modification of TWINSpan (Hill 1979) to construct simple discriminant functions and to classify attributes, given a hierarchical classification of samples. Rapport C 82 ST 10756, IWIS TNO, Wageningen.
- Ter Braak CJF (1986) Interpreting a hierarchical classification with simple discriminant functions: an ecological example. In: Diday E, Escoufier Y, Lebart L, Pages J, Schektman Y & Tomassone R (eds). *Data analysis and informatics IV*. North Holland Publishing Company, Amsterdam. pp 11-21.
- Ter Braak CJF (1995a). Regression. In: Jongman RHG, ter Braak CJF & van Tongeren OFR (eds). *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge
- Ter Braak CJF (1995b). Ordination. In: Jongman RHG, ter Braak CJF & van Tongeren OFR (eds) *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ter Braak CJF & Smilauer P (1998) *CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows: software for canonical community ordination (version 4)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY. 352 pp.
- Van Dam H & Mertens A (2008) *Monitoring van vennen 1978-2006: Effecten van klimaatsverandering en vermindering van verzuring*. Rapport nr 202542, Grontmij | AquaSense, Amsterdam/rapport nr 606 / Herman van Dam, Adviseur Water en Natuur, Amsterdam. 100 pp.
- Van Tongeren OFR (1986) FLEXCLUS, an interactive program for classification and tabulation of ecological data. *Acta Botanica Neerlandica* 35: 137-142.
- Van Tongeren OFR (1995) Cluster Analysis. In: Jongman RHG, ter Braak CJF & van Tongeren OFR (eds) *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.

