

Onderzoek naar de milieubezwaarlijkheid
van polyelectrolyten in rwzi's

Onderzoek naar de milieubezwaarlijkheid van polyelectrolyten in rwzi's



95-17

Publikaties en het publikatieoverzicht
van de Stowa kunt u uitsluitend
bestellen bij:
Hageman Verpakkers BV
Postbus 281
2700 AC Zoetermeer
tel. 079-3611188
fax 079-3613927
o.v.v. ISBN- of bestelnummer en
een duidelijk afleveradres.
ISBN nr. 90.74476.37.6

INHOUD

	Blz.
TEN GELEIDE	II
SAMENVATTING	III
1 INLEIDING	1
2 WERKWIJZE	2
2.1 Algemeen	2
2.2 Achtergrondinformatie	2
2.3 Selectie p.e.	3
2.4 Risico-analyse	3
3 RESULTATEN	6
3.1 Achtergrondinformatie	6
3.1.1 Gebruik van p.e. in RWZI's	6
3.1.2 Samenstelling van p.e.	8
3.1.3 Fysisch en chemisch gedrag in water en verdeling over water en slib	10
3.1.4 Metingen in het effluent en/of in het milieu	11
3.1.5 (Bio)degradatie en bio-accumulatie	11
3.1.6 Verdunning in het oppervlaktewater	13
3.1.7 Toxiciteit van p.e. voor aquatische organismen	13
3.1.8 Toxiciteit van bijprodukten voor aquatische organismen	17
3.1.9 Arbo-aspecten bij toepassing	18
3.1.10 Wetgeving polyelectrolyten	18
3.2 Risico-analyse	19
3.2.1 Risico-analyse voor kationische p.e.	19
3.2.2 Risico-analyse voor een tweetal bijprodukten	21
4 DISCUSSIE	23
4.1 Milieubezwaarlijkheid	23
4.2 Kanttekeningen bij de berekening van de PEC	23
4.3 Kanttekeningen bij de afleiding van de NEC	24
4.4 Kanttekeningen bij de risico-analyse van de bijprodukten	25
4.5 Arbo-aspecten bij de toepassing	25
5 CONCLUSIES	26
6 REFERENTIES	27

BIJLAGEN

1	Berekening van de concentraties p.e. in het influent
2	Overzicht toxiciteitsgegevens van p.e.
3	Adsorptie en hydrolyse van p.e.
4	Gezondheidseffecten van bijprodukten

Ten geleide

In Nederland worden polyelectrolyten ingezet op diverse plaatsen in het zuiveringsproces. Vooral voor de ontwatering van zuiveringsslib worden in toenemende mate polyelektrolyten toegepast voor het behalen van hogere drogestofgehalten. In beperkte mate worden polyelectrolyten gebruikt in de voor- en nabezinking van rwzi's ter verbetering van de voorprecipitatie en het tegengaan van slibuitspoeling.

De polyelectrolyten, hun monomeren en bijprodukten komen in het slib, in het gezuiverde water en in het oppervlaktewater terecht. In het buitenland werd reeds enkele malen geopperd dat onderzoek naar eventuele nadelige milieu-effecten van de polyelectrolyten en hun bijprodukten aandacht zou moeten krijgen.

Het thans voorliggende rapport beschrijft het onderzoek naar de mogelijke milieubezwaarlijkheid van polyelectrolyten bij het gebruik onder Nederlandse omstandigheden op rwzi's. Risico-analyses op basis van het gebruik, de eigenschappen en de toxiciteit van de polyelectrolyten en hun lot in het oppervlaktewater, resulterend in de begrippen 'predicted environmental concentration PEC' en 'no effect concentration NEC', duiden niet op een risico. Onder bepaalde, doch vermijdbare omstandigheden ('worst case') kan voor de bijprodukten wel een verhoogd risico worden afgeleid.

De werkzaamheden werden door het bestuur van de STOWA opgedragen aan BKH Adviesbureau te Delft (projectteam bestaande uit drs. J. Blok, mw. drs. C.P. Groshart, mw. ir. A.L.M. Rutten en mw. ir. E.G. Wypkema). Het project werd namens de STOWA begeleid door een commissie bestaande uit ir. A.W.A. de Man, ing. R. Kampf, ing. G.B.J. Rijs en ir. P.C. Stamperius. Veel nuttige en essentiële gegevens van de internationale fabrikanten werden toegankelijk gemaakt door drs. J.S.M. Ouwerkerk van Cytec Industries B.V.; de STOWA is hem daar erkentelijk voor.

Utrecht, oktober 1995

De directeur van de STOWA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

SAMENVATTING

Oriënterend onderzoek is uitgevoerd naar het mogelijke milieubezwaar van polyelektrolyten (p.e.) die worden gebruikt in rioolwaterzuiveringsinrichtingen (RWZI'S). Hiertoe zijn het gebruik, de eigenschappen en de toxiciteit van p.e. bestudeerd en is een risico-analyse uitgevoerd voor aquatische organismen. Ook is een risico-analyse voor twee bijprodukten van p.e. uitgevoerd. Daarnaast zijn de Arbo-aspecten verbonden aan de toepassing van p.e. in RWZI belicht.

Gebruik en eigenschappen van p.e.

P.e. worden door waterkwaliteitsbeheerders voornamelijk gebruikt bij de slibontwatering en in mindere mate bij de slibindikking, de voorbezinking en de nabezinking. In totaal wordt ongeveer 1.400 ton actief p.e. gebruikt, waarvan ongeveer 400 ton in vloeibare en 1.000 ton in vaste produkten. De p.e. bevatten bijprodukten, waaronder acrylamide, minerale oliën en hydroxypropionitril. P.e. zijn onder te verdelen in kationische, nonionische en anionische typen, op basis van de lading van hun groepen. De werking van p.e. berust op de aanwezigheid van deze geladen groepen. Met name kationische p.e. hechten sterk aan slib. Bij de afvalwaterbehandeling worden thans nog alleen kationische p.e. gebruikt. In de toekomst wordt ook de toepassing van p.e. bij preprecipitatie voorzien.

Toxiciteit van p.e.

De toxische werking van (kationische) p.e. voor aquatische organismen verschilt per groep van organismen. Voor vissen berust de werking meer op een mechanische dan een chemische reactie. Er zijn aanwijzingen dat door adsorptie van positief geladen p.e. aan het geladen kieuwoppervlak de zuurstofuitwisseling wordt beïnvloed en de ionenbalans wordt verstoord. Effecten op kreeftachtigen zijn het gevolg van de vorming van geaggregeerd p.e. waardoor de mobiliteit wordt beïnvloed.

Risico-analyse

Een gangbare methodiek voor risico-analyse is het vergelijken van concentraties van stoffen in een milieucompartiment (PEC) met concentraties waarbij niet geen effecten op organismen worden verwacht (NEC).

Bij een eerste inschatting van risico's wordt meestal uitgegaan van een "worst-case"-situatie en een groot aantal aannames. Indien op basis hiervan risico's worden verwacht kan dit aanleiding zijn om verder onderzoek te initiëren, om de aannames te vervangen door onderbouwde schattingen.

Op basis van gegevens over gebruikshoeveelheden van p.e., de p.e.-eigenschappen en informatie van de fabrikanten zijn, met de in het model SIMPLETREAT gehanteerde werkwijze, de concentraties van de p.e. berekend die in het oppervlaktewater terechtkomen. Bij de berekening zijn de gangbare doseringen bij de voorbezinking, in de sliblijn en de nabezinking in beschouwing genomen. Bij de berekening zijn verder aannames gedaan voor adsorptie, hydrolyse, de biologische afbreekbaarheid, de binding van p.e. aan humusuren en de verdunningsfactor van het ontvangende oppervlaktewater.

Op basis van de toxiciteitsgegevens van de p.e. is vervolgens een concentratie afgeleid waarbij na blootstelling geen effecten worden verwacht op aquatische organismen (NEC).

Hierbij is uitgegaan van het meest toxische type p.e. binnen de groep van p.e. die door waterkwaliteitsbeheerders wordt gebruikt. De afgeleide NEC is gebaseerd op een beperkte gegevensset en bedraagt 1,2 µg/l (tabel a).

Uitgaande van een verdunningsfactor in het ontvangen oppervlaktewater van 5 respectievelijk 32 en een concentratieverlaging als gevolg van een reactie tussen p.e. en humuszuur met een factor 15 worden concentraties p.e. in het oppervlak berekend.

De concentraties (PEC) zijn berekend voor hoog- en laagbelaste systemen en zijn weergegeven in tabel a.

Uit vergelijking van de berekende concentraties in het oppervlaktewater (PEC) met de afgeleid NEC blijkt dat de verhouding PEC/NEC in alle gevallen kleiner is dan 1 (tabel a). Bij continu p.e. gebruik in kleine rwzi die lozen op kleine wateren kan er sprake zijn van een PEC/NEC >0,1. Dit kan worden geïnterpreteerd als een gering ecotoxicologisch risico. Aanbevolen wordt, overdosering van p.e. in de voor- en nabezinking te voorkomen.

Tabel a PEC, NEC en PEC/NEC verhouding voor p.e.

Doseerplaats	PEC (µg/l)	NEC (µg/l)	PEC/NEC (-)
voorberzinking	0,04 - 0,48	1,2	0,03 - 0,4
sliblijn	0,01 - 0,13	1,2	0,01 - 0,11
nabezinking	0,05	1,2	0,09 - 0,56

Zowel bij de berekening van de PEC als bij het afleiden van de NEC zijn diverse kanttekeningen te plaatsen. De gehanteerde aannames en uitgangspunten en de door de fabrikanten van p.e. geleverde gegevens kunnen leiden tot een onder- of een overschatting van het risico. Meetgegevens over concentraties in het ontvangende oppervlakte kunnen de nauwkeurigheid van de risicoschatting vergroten.

Arbo-aspecten bij de toepassing

Het risico dat optreedt bij de toepassing van p.e. hangt af van de vorm waarin de p.e. worden gebruikt (vloeibaar, korrelvormig, poeder, pellet) en de doseertechniek. Blootstelling aan vloeibare p.e. kan irritaties van huid en ogen veroorzaken, maar komt weinig voor. Blootstelling aan poedervormige p.e. komt regelmatig voor bij het openen en verwisselen van verpakkingen en bij het opheffen van storingen aan de doseerinstallatie. Dit veroorzaakt geen irritatie als gevolg van een chemische reactie. Wel kan een (mechanische) irritatie van de luchtwegen door stof optreden. Bij gebruik van korrelvormige producten of pellets is de blootstelling gering. Het bijproduct acrylamide en mogelijk ook enkele van de andere bijproducten kunnen een risico inhouden bij de toepassing van p.e. omdat ze voor de mens mogelijk kankerverwekkend zijn. De blootstellingsrisico's kunnen worden verkleind door het gebruik van gesloten doseerinstallaties en door het gebruik van vloeibare of korrelvormige p.e. of pellets. Gebruik van handschoenen, veiligheidsbril en (stof)maskers tijdens het openen en het verwisselen van verpakkingen en het opheffen van storingen moet verplicht worden gesteld.

Uit een risico-analyse voor een tweetal bijprodukten van p.e. blijkt dat de aanwezigheid van deze bijprodukten bij dosering in de nabezinking en bij lozing op kleine wateren leidt tot een risico voor aquatische organismen ($PEC/NEC = 1,86$). Opgemerkt moeten worden dat bij de berekeningen is uitgegaan van een "worst-case" scenario en van schattingen van het gehalte bijprodukten in p.e. dat is opgegeven door de fabrikanten van p.e.

INLEIDING

In Nederland vinden polyelectrolyten (p.e.) een belangrijke toepassing bij de bereiding van drinkwater en bij de zuivering van industrieel en communaal afvalwater. In rioolwaterzuiveringsinrichtingen (RWZI's) worden p.e. voornamelijk gebruikt ter verbetering van het slibontwateringsproces en ter verhoging van het drogestofpercentage. In beperkte mate worden p.e. gebruikt in de voor- en nabezinking van rioolwaterzuiveringsinrichtingen om slibuitspoeling tegen te gaan of ter verbetering van de voorprecipitatie.

De p.e. die in het zuiveringsproces worden gebruikt, hebben als eigenschap de slib/waterscheiding te verbeteren. Dit gebeurt over het algemeen door het binden van de (positief) geladen groepen van het p.e. aan de (vaak negatieve) lading van het slib zodat de slibdeeltjes samenklonteren.

P.e. komen in het zuiveringsslib en in het gezuiverde water terecht. Door adsorptie zullen p.e. in hoofdzaak in het slib terechtkomen. Het zuiveringsslib (surplus-slib) wordt na droging, compostering of verbranding gestort. In steeds mindere mate wordt het slib in de landbouw afgezet. De hoeveelheid p.e. die in de waterfase terecht komt, is niet bekend.

In Duitsland en de Verenigde Staten wordt de mogelijke milieubezwaarlijkheid van p.e. ter discussie gesteld en wordt gemeend dat onderzoek naar de mogelijke nadelige milieu-effecten van p.e. en de bijprodukten aandacht zou moeten krijgen.

Het doel van het onderhavige onderzoek is de mogelijke milieubezwaarlijkheid van p.e. in Nederland na te gaan. In het onderzoek is het gebruik van p.e. voor andere doeleinden dan de zuivering van stedelijk afvalwater, zoals de zuivering van industrieel afvalwater en de bereiding van drinkwater, buiten beschouwing gelaten. Daarnaast is het onderzoek beperkt tot de milieubezwaarlijkheid van p.e. in de waterfase. Hierbij is aandacht geschonken aan de volgende elementen:

- gebruik in RWZI's;
- samenstelling;
- het fysisch en chemisch gedrag in water en de verdeling over water en slib;
- (bio)degradatie en bio-accumulatie;
- metingen in het effluent en/of het milieu;
- de effecten op aquatische organismen;
- arbo-aspecten bij de toepassing;
- wetgeving.

De milieubezwaarlijkheid van p.e. is beoordeeld op basis van het gebruik, het gedrag in de RWZI, de concentratie in het oppervlaktewater en de toxiciteit.

In hoofdstuk 2 van dit rapport is de werkwijze van het onderzoek aangegeven. Beschreven is hoe gegevens over het gebruik van p.e. zijn verzameld en hoe de inschatting van de milieubezwaarlijkheid tot stand is gekomen.

In hoofdstuk 3 is de verzamelde achtergrondinformatie over p.e. opgenomen. Tevens is in dit hoofdstuk de risico-analyse die ten grondslag ligt aan de inschatting van de milieubezwaarlijkheid beschreven. In hoofdstuk 4 en 5 worden respectievelijk de discussie en de conclusies beschreven. Tot slot zijn in hoofdstuk 6 de literatuur referenties opgenomen.

WERKWIJZE

Algemeen

Voor het vaststellen van de milieubezwaarlijkheid van p.e. die in de waterfase van een RWZI en daarmee in het oppervlaktewater terecht komen, is achtergrondinformatie verzameld over:

- gebruik in RWZI's;
- samenstelling;
- het fysisch en chemisch gedrag in water en de verdeling over water en slib;
- (bio)degradatie en bio-accumulatie;
- metingen in het effluent en/of het milieu;
- de effecten op aquatische organismen;
- arbo-aspecten bij de toepassing;
- wetgeving.

Een aantal p.e., dat door waterkwaliteitsbeheerders wordt gebruikt, is geselecteerd om nader te onderzoeken. De verzamelde achtergrondinformatie is gebruikt om een risico-analyse van de geselecteerde p.e. uit te voeren voor aquatische organismen. Aan de hand van de uitkomst van de risico-analyse is een uitspraak gedaan over de milieubezwaarlijkheid van p.e..

Achtergrondinformatie

Gebruik van p.e. in RWZI's

Een overzicht van het totaal gebruik van p.e. in RWZI's is verkregen door navraag te doen naar het huidige en het voorspelde p.e.-gebruik. Via een enquête, gehouden onder tien van de grotere waterkwaliteitsbeheerders, is nadere informatie verkregen over verbruik, toepassingsplaatsen, toegepaste doseringen en arbo-aspecten bij gebruik.

Overige informatie

De overige informatie is verzameld door middel van:

- on-line zoekacties in de gegevensbestanden ORBIT-NTIS, ORBIT-Aqualine en AQUATOX (BKH, 1992);
- het raadplegen van handboeken;
- een vragenlijst aan een zevental leveranciers van p.e. waarin is gevraagd naar informatie over de p.e. die het meest aan waterkwaliteitsbeheerders worden verkocht.
- het raadplegen van enkele buitenlandse organisaties:
 - . The Water Services Association of England and Wales in Groot-Brittannië;
 - . Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft in Zwitserland;
 - . Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen in Duitsland;
 - . Institut für Wasser, Boden und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamt in Duitsland;
 - . Agence de l'eau Rhin-Meuse in Frankrijk;
 - . Danish Environmental Protection Agency in Denemarken.

Selectie van p.e.

Op basis van de gegevens over het p.e.-gebruik door de waterkwaliteitsbeheerders zijn dertien p.e. geselecteerd voor de risico-analyse. Geselecteerd zijn:

- een vloeibaar en een vast kationisch p.e. van elk van de vijf grootste leveranciers van p.e., die door de waterkwaliteitsbeheerders het meest worden gebruikt, waaronder de meest toxische p.e. die door de waterkwaliteitsbeheerders wordt gebruikt;
- een vloeibaar en een vast anionisch p.e., die naar verwachting in de toekomst bij voorprecipitatie ingezet gaan worden.

Bij de vijf grootste leveranciers van p.e. is nadere informatie gevraagd over de geselecteerde p.e. De informatie van de leveranciers is vertrouwelijk en gegevens zijn derhalve gecodeerd in de resultaten weergegeven. De niet gecodeerde gegevens in dit rapport zijn afkomstig uit de openbare literatuur.

Risico-analyse

In de risico-analyse zijn de concentraties waaraan aquatische organismen worden blootgesteld (PEC: Predicted Environmental Concentration) vergeleken met concentraties waarbij (juist geen) effecten optreden (NEC: No Effect Concentration). Als de PEC groter is dan de NEC ($PEC/NEC > 1$), kunnen effecten optreden en is er sprake van een risico. Bij een $PEC/NEC > 0,1$ kan worden gesproken van een gering ecotoxicologisch risico. Bij een $PEC/NEC < 0,1$ is het risico verwaarloosbaar. De risico-analyse is uitgevoerd voor de geselecteerde p.e. en twee bijproducten van p.e., te weten acrylamide en hydroxypropionitril.

Bij de risico-analyse is uitgegaan van dosering van p.e. in RWZI's op de volgende plaatsen:

- voorbezinking;
- sliblijn: . slibindikking;
 . slibontwatering;
- nabezinking.

Vaststelling van de PEC

Voor vaststelling van concentraties waaraan aquatische organismen worden blootgesteld, de PEC, is gebruik gemaakt van de methodiek van het door het RIVM ontwikkelde SIMPLETREAT model dat ook wordt gebruikt voor de Uniforme Beoordeling van Stoffen (UBS) in het kader van de Stoffenwetgeving (Struijs et al, 1991). In dit model kunnen echter alleen concentraties in het influent worden ingevoerd. De slibbelastingen en slibverblijftijden kunnen in dit model niet worden gevarieerd en hydrolyse kan niet worden meegenomen. De influent- en effluentconcentraties van p.e. en de bijproducten zijn daarom handmatig berekend volgens bijlage 1 en volgens de onderstaande formule. Voor de bijproducten is ervan uitgegaan dat p.e. 0,1% acrylamide en 0,05% hydroxypropionitril bevatten.

Bij de berekening van de PEC is uitgegaan van:

- een adsorptie volgens een gemeten adsorptie-isotherm (bijlage 3);
- geen adsorptie van de bijproducten aan het slib;
- geen biologische afbraak van p.e. of van de bijproducten in de RWZI;
- hydrolyse van de esterbindingen in p.e. (bijlage 3);

- een influentconcentratie van:
 - . 0,2 mg/l bij dosering in de sliblijn (bijlage 1);
 - . 1 mg/l bij dosering in de voorbezinking.
- een hydraulische verblijftijd in de aëratietank tussen 10 en 32 uur voor respectievelijk hoog- en laagbelaste systemen;
- een hoeveelheid water per inwonerequivalent van 150 l/dag;
- een hoeveelheid primair slib per inwonerequivalent van 40 g/dag;
- een hoeveelheid secundair slib per inwonerequivalent van 13 g/dag.

De effluentconcentratie bij dosering in de voorbezinking en de sliblijn is berekend met:

$$C_e = C_i * (1-f_1) * (1-f_2) * (1-f_3)$$

C_e = effluentconcentratie

C_i = influentconcentratie

f_1 = adsorptie aan primair slib

f_2 = adsorptie aan secundair slib

f_3 = hydrolyse

In tabel 1 worden bij doseringen in de voorbezinking en de sliblijn de f_1 - f_3 waarden weergegeven. Deze waarden zijn afgeleid in bijlage 3.

Tabel 1 De adsorptie aan primair slib (f_1), secundair slib (f_2) en hydrolyse (f_3) bij dosering in de voorbezinking en de sliblijn bij hoge en lage belasting.

Doseerplaats	Belasting	Adsorptie f_1 (primair slib)	Adsorptie f_2 (secundair slib)	Hydrolyse f_3
Voorbezinking	laag	0,75	0,60	0,83
Voorbezinking	hoog	0,75	0,70	0,52
Sliblijn	laag	0,83	0,50	0,83
Sliblijn	hoog	0,83	0,60	0,52

De effluentconcentratie bij dosering van p.e. in de nabezinking is met behulp van de adsorptie-isotherm van bijlage 3 bepaald bij een dosering van 1 mg/g d.s. Hierbij is aangenomen dat de hydrolyse bij deze stap verwaarloosbaar is.

De concentratie in het oppervlaktewater op 1000 m van de effluentlozing is berekend door:

- toepassing van een verdunning van het effluent in rivierwater uitgedrukt in percentielen over het aantal behandelde inwonerequivalenten:
 - . 5-percentiel een verdunningsfactor 5;
 - . 50-percentiel een verdunningsfactor 32 (de Greef en de Nijs, 1990, W&M, 1991).
- uit te gaan van een reactie tussen kationisch polymeer en humuszuur in rivierwater. Bij een gehalte van 5 mg humuszuur per liter geeft dit een concentratieverlaging met een factor 15.

De berekende concentratie in het oppervlaktewater is gelijk aan de concentratie waaraan aquatische organismen worden blootgesteld (PEC).

Vaststelling van de NEC

Voor de vaststelling van concentraties waarbij (juist geen) effecten optreden, de NEC, is gebruik gemaakt van de door de vijf grootste leveranciers van p.e. ter beschikking gestelde toxiciteitsgegevens van de geselecteerde p.e..

De NEC is afgeleid uit $L(E)C_{50}$ s of NOECs. De $L(E)C_{50}$ is die concentratie waarbij na blootstelling 50% van de proefdieren sterft (L = Lethaal), dan wel waarbij na blootstelling bij 50% van de proefdieren een effect optreedt (E = Effect). De NOEC (No Observed Effect Concentration) is die concentratie waarbij na blootstelling geen effect optreedt bij proefdieren. Bij de vertaling van een effect op proefdieren naar een effect op ecosysteemniveau is de soort-diversiteit maatgevend. Indien voldoende gegevens beschikbaar zijn voor diverse soorten, kan de uiteenlopende gevoeligheid statistisch berekend worden. De concentratie in het ecosysteem, waarbij geen effecten optreden (NEC) wordt afgeleid van het Maximaal Toelaatbare Risiconiveau (MTR). Het MTR voor het aquatisch ecosysteem is in Nederland gedefinieerd als die concentratie waarbij 95% van de soorten in het aquatische ecosysteem beschermd is.

De afleiding van het MTR is beschreven in Slooff et al (1992). De methode is afhankelijk van het aantal en het type toxiciteitsgegevens. Als er tenminste vier chronische NOECs zijn voor alg, Daphnia, en vis wordt van de statistische methode gebruik gemaakt.

Bij minder gegevens wordt een extrapolatiefactor toegepast op de laagste waarde. In tabel 2 is aangegeven welke extrapolatiefactoren worden gebruikt.

Tabel 2 Factoren toegepast bij de afleiding van een NEC voor aquatische organismen (uit: Slooff et al, 1992, OECD 1995)

Beschikbare toxiciteitsgegevens	extrapolatie factor
a laagste acute $L(E)C_{50}$ ²⁾ of QSAR-schatting ¹⁾ van acute toxiciteit	1.000
b laagste acute $L(E)C_{50}$ ²⁾ of QSAR-schatting ¹⁾ van tenminste alg, kreeftachtige en vis	100 ³⁾
c laagste chronische NOEC ²⁾ of QSAR-schatting ¹⁾ van tenminste alg, kreeftachtige en vis	10 ³⁾

1) QSAR staat voor Quantitative Structure Activity Relationship. De toxiciteit van een stof wordt berekend op basis van de chemische structuur.

2) Chronische toxiciteit: gedurende de gehele levenscyclus of een belangrijk deel ervan. De tests duren in het algemeen langer dan 96 uur.

Acute toxiciteit: gedurende een betrekkelijk kort deel van de levenscyclus. De tests duren in het algemeen korter dan 96 uur.

3) laagste waarde van b en c wordt gekozen indien minder dan 3 chronische NOECs beschikbaar zijn.

Uit de vastgestelde NECs wordt de laagste gekozen voor gebruik in de risico-analyse.

3.1 Achtergrondinformatie

3.1.1 Gebruik van p.e. in RWZI's

Door de Nederlandse waterkwaliteitsbeheerders wordt in totaal ongeveer 1.400 ton actief p.e. per jaar gebruikt (1993). Van de totale jaarlijks gebruikte hoeveelheid actief p.e. is 366 ton vloeibaar. De overige gebruikte p.e., ca. 1.000 ton per jaar, zijn vaste stoffen (voornamelijk pellets). Bij de zuivering van huishoudelijk afvalwater worden momenteel alleen kationische p.e. gebruikt die zijn opgebouwd uit poly-acrylamides (zie paragraaf 3.1.2). De tien grootste waterkwaliteitsbeheerders gebruiken 55 verschillende produkten, die worden ingekocht bij 8 verschillende leveranciers. Van 39 produkten wordt minder dan 25 ton per jaar afgenomen en van vier produkten wordt meer dan 100 ton per jaar afgenomen. In tabel 3 is het huidige gebruik van p.e. door de waterkwaliteitsbeheerders weergegeven.

P.e. worden voornamelijk gebruikt bij de slibontwatering met behulp van centrifuges, zeefbandpersen en kamerfilterpersen. In mindere mate worden p.e. gebruikt bij de slibindikking, de voorbezinking en de nabezinking (tabel 3). Gebruik bij de nabezinking vindt alleen plaats indien tijdens regenwateraanvoer (RWA) sprake is van slibuitspoeling. Bij de helft van de RWZI's waar p.e. bij de nabezinking tijdens RWA worden gebruikt, zal de nabezinkcapaciteit worden uitgebreid. In de toekomst zal daarom het p.e.-gebruik bij de nabezinking afnemen. In tabel 3 is tevens het geprognoseerde gebruik van p.e. voor de komende vijf jaar aangegeven.

Tabel 3 Huidige en geprognoseerde gebruik van p.e. door de Nederlandse waterkwaliteitsbeheerders

Doseerplaats	huidig gebruik [ton actief p.e./j]	geprognoseerd gebruik [ton actief p.e./j]
voorbezinking	9	300
slibindikking	80	600
slibontwatering	1300	2000
nabezinking	11	6

De geprognoseerde toename van het gebruik van p.e. in de voorbezinking, de slibindikking en de slibontwatering is het gevolg van:

- overgang naar andere ontwateringstechnieken:
 - . centrifuges in plaats van zeefbanden;
 - . directe slibindikking;
- toepassen van voorprecipitatie;
- toenemende slibproductie als gevolg van:
 - . toenemende chemische defosfatering;
 - . toenemende vuillast.

Bij voorprecipitatie zullen in de toekomst ook anionische p.e. worden gebruikt.

De toegepaste gemiddelde doseringen van p.e. variëren sterk per RWZI. De doseringen zijn afhankelijk van de doseerplaats, de samenstelling van het slib, het percentage actief p.e. in het produkt en de mate waarin het produkt oplost in water. De variatie in de gemiddelde dosering per doseerplaats is weergegeven in tabel 4.

Tabel 4 Variatie in de gemiddelde dosering per doseerplaats

Doseerplaats	Gemiddelde dosering actief p.e. (g/kg d.s.)
<i>Voorbezinking</i>	1 (g/m ³)
<i>Slibindikking</i>	
flotatie-indikking	1,5 - 2,5
zeefbandindikking	3,7 - 7,0
gravitatie-indikking	0,5 - 2,2
centrifuge-indikking	2,2
<i>Slibontwatering</i>	
zeefbandpers	2,7 - 7,0
centrifuge	1,3 - 23
kamerfilterpers	5,4
<i>Nabezinking</i>	0,9

De maximale doseringen zijn bij de waterkwaliteitsbeheerders veelal niet exact bekend, maar worden geschat op 130% van de gemiddelde dosering.

P.e. worden als sterk verdunde oplossing (0,1 - 1%) in de aanvoerlijn gedoseerd. Uit de praktijk blijkt dat voor een juiste dosering handmatige instelling van het doseersysteem door de operator nodig is één of meerdere keren per dag. Op dit moment is er meet- en regelapparatuur beschikbaar die een ingestelde dosering kan handhaven. De dagelijkse instelling blijft echter noodzakelijk. In verband met de kosten van het gebruik van p.e. wordt overdosering zoveel mogelijk voorkomen. Tevens wordt gestreefd naar een zo groot mogelijke ontwatering van het slib met behulp van p.e. in verband met de hoge storkosten. De kosten van het gebruik van p.e. en het storten van slib worden tegen elkaar afgewogen.

De keuze van p.e. door de waterkwaliteitsbeheerders wordt bepaald door:

- de prijs;
- het behaalde percentage droge stof;
- de service van de leverancier;
- gebruiksgemak;
- scheidingsrendement.

Bij min of meer gelijke geschiktheid van p.e. wordt er bij de keuze rekening gehouden met milieu- en arbo-aspecten.

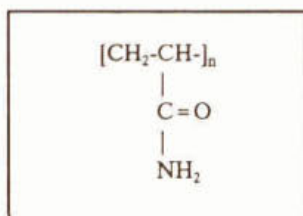
In Zwitserland, Denemarken, Engeland en Frankrijk vindt geen onderzoek naar de milieubezwaarlijkheid van p.e. plaats. In Duitsland zijn p.e. geïnclassificeerd door de Kommission für Wassergefährdender Stoffen en is een onderzoek met ^{14}C - gelabeld p.e. uitgevoerd.

3.1.2

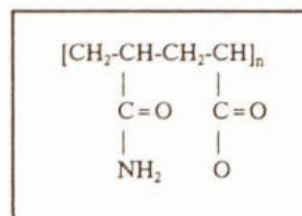
Samenstelling van p.e.

P.e. bestaan uit ketens van monomeren die een geladen groep bevatten. Deze groep karakteriseert het p.e. als kationisch, nonionisch of anionisch. De Nederlandse waterkwaliteitsbeheerders gebruiken momenteel alleen kationische p.e. die zijn opgebouwd uit poly-acrylamides. Poly-acrylamide zelf bevat geen geladen groepen (figuur 1). Om een poly-acrylamide positief of negatief te laden wordt een andere stof in het polymeer ingebouwd (copolymerisatie) of wordt een chemische groep aan een zijketen van het polyacrylamide gebonden.

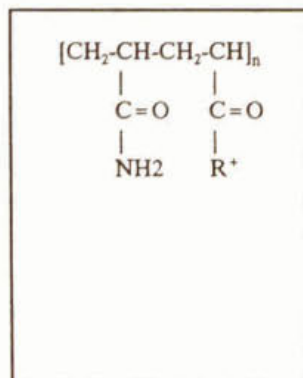
Bij voorprecipitatie zullen in de toekomst ook anionische poly-acrylamides door de waterkwaliteitsbeheerders gebruikt gaan worden. In figuur 2 is de chemische structuur van een anionisch poly-acrylamide weergegeven.



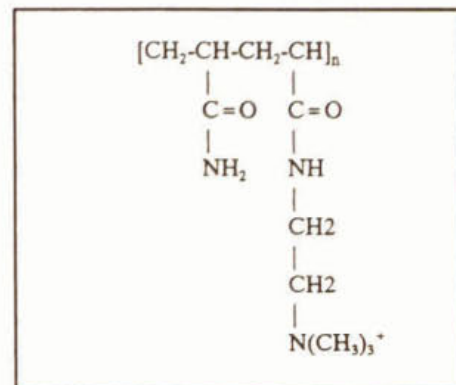
Figuur 1 Polyacrylamide zonder geladen groep



Figuur 2 Een anionisch poly-acrylamide



Figuur 3 Kationisch p.e. als copolymeer van acrylamide en een acrylzuur-derivaat

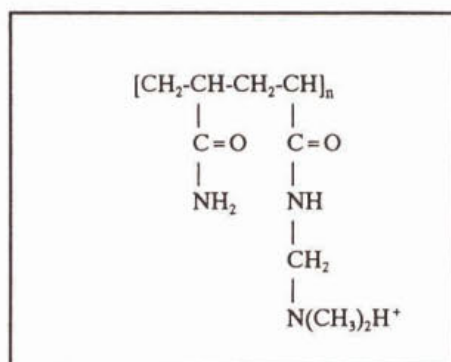


Figuur 4 Kationisch p.e. als copolymeer van acrylamide en een gequaterniseerd acrylzuurderivaat

Door de waterkwaliteitsbeheerders worden twee typen kationische poly-acrylamides gebruikt:

- copolymeer van acrylamide en een acrylzuurderivaat (figuur 3); hierbij kan het in te bouwen acrylzuur ook van te voren worden gequaterniseerd (figuur 4); het aandeel acrylzuur in het polymeer bepaalt de grootte van de kationische lading;

- kationisch amino-gemethyleerd polyacrylamide dat met de Mannich-reactie uit polyacrylamide met formaldehyde en dimethylamine wordt gevormd en vervolgens wordt gequaterniseerd (figuur 5);



Figuur 5 Gequaterniseerd kationisch amino-gemethyleerd poly-acrylamide

Het percentage polymeer in p.e. wordt meestal niet door de leveranciers vermeld. Volgens één leverancier varieert dit percentage voor de vaste p.e. tussen de 80 en 100% en voor de vloeibare p.e. tussen de 30 tot 50%.

De mogelijke bijprodukten van p.e. zijn onder te verdelen in: (restanten) grondstoffen, toevoegingen en bijprodukten die tijdens het productieproces zijn gevormd.

Grondstoffen

- Als grondstof voor zowel vaste als vloeibare p.e. worden gebruikt:
 - acrylamide (waarin hydroxypropionitril als verontreiniging aanwezig is);
 - acrylzuurderivaat;
 - isobutyronitril, bromaat-sulfiet of persulfaat-nitrilotripropionamide (initiator) (Morris 1991).

Bij gequaterniseerde polyacrylamides worden bovendien gebruikt:

- formaldehyde;
- dimethylamine;
- methylchloride;
- n-butyl-methacrylaat, acrylonitril en methyl-methacrylaat (Goppers, 1976).

De concentratie van deze produkten in het eindprodukt is sterk afhankelijk van het productieproces (Morris, 1991). Volgens de leveranciers bevatten p.e. maximaal 0,1% acrylamide. Mallevialle (1984) heeft in een anionisch poly-acrylamide (vaste stof) een gehalte van 0,03% acrylamide en van 0,05% hydroxypropionitril gemeten. Isobutyronitril was niet detecteerbaar (<30 mg/kg). Door Goppers (1976) zijn in een vloeibaar kationisch gequaterniseerd poly-acrylamide drie andere stoffen gedetecteerd, die waarschijnlijk als grondstof zijn gebruikt. Deze stoffen zijn: n-butyl-methacrylaat, acrylonitril en methyl-methacrylaat.

Bij de productie van vloeibare p.e. vindt de polymerisatie plaats in een water-in-olie-emulsie.

Volgens de leveranciers bestaat de olie-emulsie uit minerale olie, paraffine-koolwaterstof of petroleumdistillaat. Het olie-aandeel in een vloeibaar p.e. is afhankelijk van de mate waarin het produkt gedroogd is en bedraagt 32%-49%. De waterfase wordt in de oliefase geëmulgeerd door emulgatoren zoals bijvoorbeeld sorbitanmono-oleaat (Thomas, 1991). Van de leveranciers is geen informatie over de aanwezige emulgatoren verkregen. Eén leverancier heeft opgegeven dat 2-3% emulgator in vloeibare p.e. aanwezig is.

Toevoegingen

Toevoegingen zijn per p.e. verschillend. Aan vaste p.e. worden vaak stabilisatoren toegevoegd om de polymeerafbraak te minimaliseren (Morris, 1991). Eén leverancier heeft opgegeven dat aan een vast polyelectrolyt 3-4% adipinezuur is toegevoegd. Aan vloeibare p.e. worden meestal emulsie-stabiliserende stoffen toegevoegd (Morris, 1991). Een andere leverancier heeft opgegeven dat aan een vloeibaar polyelectrolyt 0-4% stabilisator is toegevoegd.

Bijprodukten, gevormd tijdens het productieproces

Om de concentratie aan acrylamide in het eindprodukt laag te houden, worden soms stoffen toegevoegd die reageren met acrylamide tot een, naar men aanneemt, minder toxisch verzadigd derivaat (Morris, 1991).

Andere gegevens over bijprodukten die tijdens het productieproces gevormd worden, zijn niet gevonden.

3.1.3

Fysisch en chemisch gedrag in water en de verdeling over water en slib

Kationische p.e.

De kationische p.e. die in het zuiveringsproces worden gebruikt, hebben als eigenschap de slib/waterscheiding te verbeteren. Dit gebeurt door een ionogene, irreversibele binding van de positief geladen groepen van p.e. met de negatieve lading van het slib. Door deze brugwerking van het p.e. treedt vlokvorming op. P.e. kunnen in de waterfase terecht komen als de negatieve ladingen op het slib zijn bezet (bij overdosering), of als de menging van p.e. met slib onvoldoende is.

De volgende experimenten beschrijven het gedrag van kationische p.e.:

- Gehr (1982) vindt bij flotatietesten van actief slib met drie verschillende kationische poly-acrylamides geen p.e. in de waterfase bij een dosering tot 1 g p.e./kg d.s.. De maximale adsorptie-capaciteit van het actief slib varieerde in de testen tussen 2 en 10 g p.e./kg d.s. Het adsorptiepatroon is via de Langmuir-vergelijking beschreven.
- Met de Bentonietproef is p.e. in het filtraat van de slibontwatering aangetoond bij een dosering hoger dan 7,5 g/kg d.s. en een p.e. concentratie van 10 mg/l. De proef werd uitgevoerd met een korte conditioneringstijd (mengtijd). Bij een toenemende conditioneringstijd zijn p.e. meestal niet meer aantoonbaar in het filtraat. In de praktijk wordt, bij normale dosering, in het lekwater van de voorindikkingszone circa 10 tot 20 mg p.e./l gevonden (STOWA, 1982).
- Schumann (1991) vindt bij eenmalige dosering van een kationisch poly-acrylamide, 98% adsorptie aan actief slib. Bij eenzelfde, maar dan continue, dosering vindt hij 81% adsorptie. Bij continue dosering van kationische p.e. in de nabezinking vindt na verloop van tijd overdosering plaats. Nadat de dosering wordt gestopt, blijft het slib nog gedurende ongeveer 14 dagen p.e. bevatten. Hieruit blijkt dat actief slib langzaam wordt opgeladen.

Anionische p.e.

Anionische p.e. adsorberen slecht zowel aan primair als aan actief slib. Schumann (1991) vindt 4% en 12% adsorptie bij continue, respectievelijk eenmalige dosering. Anionische p.e. adsorberen goed aan kationische groepen, die kunnen ontstaan na precipitatie van fosfaat met ijzer, aluminium of kalk. Bij simultane precipitatie en preprecipitatie van fosfaat kan daardoor een binding ontstaan met anionische p.e.

Nonionische p.e.

Er is geen informatie over het gedrag van nonionische p.e. gevonden.

Bijprodukten

Acrylamide adsorbeert niet aan primair of actief slib (Mallevialle, 1984).

De oliefractie in vloeibare p.e. adsorbeert zowel aan primair als aan actief slib. Uit experimenten, uitgevoerd door één van de leveranciers, met batchgewijze toediening van vloeibaar p.e. aan actief slib, is een adsorptie van meer dan 99,9% van de oliefractie aan het slib gevonden. Ook na wassen van het slib is geen olie in het eluaat gedetecteerd. Dit wijst erop dat er ook hier sprake kan zijn van een irreversibele binding. Uit de praktijk blijkt wel dat bij overdosering olie in het filtraat terecht kan komen omdat het filtraat wit wordt.

Van de overige bijprodukten is geen informatie over het gedrag in water en slib gevonden.

3.1.4

Metingen in het effluent en/of in het milieu

Informatie over concentraties van p.e. in het effluent van RWZI's of het ontvangende oppervlaktewater is niet gevonden. Voor de analyse van p.e. in het effluent zijn momenteel geen analysetechnieken beschikbaar.

In het effluent van RWZI's zijn wel analyses van acrylamide uitgevoerd. In RWZI's zonder aantoonbare externe bron van acrylamide is in het effluent geen tot 0,017 mg/l acrylamide gemeten. In het effluent van RWZI's met aantoonbare externe bron van acrylamide (1 mg/l in het influent) is een concentratie van 0,05 tot 0,2 mg/l acrylamide in het effluent gemeten (BUA, 1992).

3.1.5

(Bio)degradatie en bio-accumulatie

Polyelectrolyten

P.e. die zijn opgebouwd uit poly-acrylamides, zijn over het algemeen slecht biologisch afbreekbaar. De lange polymeerketens kunnen wel worden gesplitst.

Bij de splitsing van de ketens kunnen twee stappen worden onderscheiden:

- 1 het afbreken van de zijketens;
- 2 het afbreken van de hoofdketens.

ad 1 P.e. opgebouwd uit acrylamide en acrylzuur worden binnen 24-48 uur omgezet in een anionisch polymeer door hydrolyse van de esterbinding waarbij choline wordt afgesplitst. Choline is biologisch afbreekbaar, maar het anionisch poly-acrylamide niet (Schumann, 1991).

Volgens opgave van de fabrikant zijn de kationische p.e. op basis van poly-acrylamide en poly-acrylaat-copolymeer zeer gevoelig voor hydrolyse. Bij neutrale pH en temperatuur van 15°C, bedraagt de hydrolyse-halfwaardetijd ca. 2 uur (SNF, 1995). Een eerste-orde-hydrolyse wordt pas na 8 uur bereikt. Alleen p.e. met een esterbinding worden snel afgebroken door hydrolyse. Volgens Maroni, 1995 is 80% van de bij de slibontwatering in de RWZI's gebruikte p.e. van dit type.

Zijketens van p.e. opgebouwd uit een copolymeer van quaternaire acrylaatzouten en acrylamide zullen naar verwachting niet worden gesplitst.

- ad 2 De hoofdketen van het polymeer kan worden opengebrouwen door "shear forces" (sterk roeren en pompen), ozonisatie en biodegradatie. Bij de afbraak van poly-acrylamide ontstaan voornamelijk oligomeren en geen acrylamide (Gehr, 1990; Soponkanaporn, 1989).

De slechte biologische afbraak van p.e. en de splitsing van de polymeerketens blijkt uit de volgende experimenten:

- bij testen met ^{14}C -gelabeld poly-acrylamide is bij het doorlopen van een actief- slib-systeem geen noemenswaardige afbraak (max. 2%) tot CO_2 gevonden (Schumann, 1991);
- in "size exclusion chromatography"-testen van een poly-acrylamide met quaternaire ammoniumverbindingen neemt het gemiddelde molecuulgewicht van oplossingen (1-100 mg/l) af in de tijd. De totale hoeveelheid blijft echter constant. Dit bevestigt dat p.e. slechts worden afgebroken tot oligomeren. Het uiteindelijke molecuulgewicht van de oplossingen ligt tussen de 1.000 en de 10.000. De afbraak verloopt sneller bij oplossingen met lage concentraties, bij een hogere temperatuur, bij een basische pH en in actief slib (Soponkanaporn, 1989);
- door ozonisatie wordt wel de hoofdketen verbrouwen, maar vindt er geen afbraak tot acrylamide en CO_2 plaats. Het geözoniseerde produkt is niet biologisch afbreekbaar en heeft een nieuwe actieve groep (waarschijnlijk een aldehyde- of ketongroep), die gecombineerd met de amidegroep een niet te specificeren ringstructuur oplevert (Suzuki, 1978).
- in biodegradatietesten met vaste poly-acrylamides is geen tot weinig afbraak gevonden (Suzuki, 1978, Lüttgen, 1979).

Gegevens over bio-accumulatie van p.e. zijn niet gevonden.

Bijprodukten

Voor de biologische afbraak van acrylamide moet een bacteriepopulatie adapteren. Na deze adaptatie, die 1 tot 2 dagen duurt, is acrylamide volledig biologisch afbreekbaar. In RWZI's vindt deze adaptatie niet of slechts gedeeltelijk plaats doordat een andere bacteriecultuur aanwezig is. Acrylamide wordt hierdoor vaak voor minder dan 50% afgebroken. In oppervlaktewater vindt de adaptatie wel plaats en wordt acrylamide afgebroken tot concentraties onder de detectielimiet (BUA, 1992).

De oliefractie in vloeibare p.e. is goed biologisch afbreekbaar. Dit blijkt uit de BZV/CZV-verhouding van ca. 0,3 voor vloeibare produkten.

Voor de overige bijprodukten zijn geen gegevens over biologische afbraak of bio-accumulatie gevonden.

3.1.6

Verdunning in het oppervlaktewater

De verdunningsfactor van effluent op het oppervlaktewater is statistisch beschreven. Daarbij blijkt dat een relatief klein aantal installaties (10 percentiel) met een geringe verdunningsfactor van gemiddeld 3 op oppervlaktewater loost, terwijl 50 percentiel van de installaties met een gemiddelde verdunningsfactor van 32 op het oppervlaktewater loost. Deze statistiek is gebaseerd op aantallen installaties. Juist de kleine installaties lozen soms op kleinere oppervlaktewateren terwijl de grote installaties juist met een veel grotere verdunningsfactor lozen op grote rivieren (W&M, 1991).

Door Den Oude (W&M, 1991) is de statistiek herberekend op grond van het aantal inwonerequivalenten. Daarbij blijkt dat voor 5 percentiel van het inwonerequivalent een verdunningsfactor <5 geldt en voor 10 percentiel een verdunningsfactor <10.

3.1.7

Toxiciteit van p.e. voor aquatische organismen

De toxiciteit van kationische, nonionische en anionische p.e. verschilt sterk per produkt en per testorganisme (zie bijlage 2).

Kationische p.e.

De $L(E)C_{50}$ van kationische p.e. varieert van 0,06 mg/l tot 7.500 mg/l. In tabel 5 is de range van acute toxiciteit van kationische p.e. voor vissen, algen, bacteriën, kreeftachtigen en insecten weergegeven. Bij veel van de in bijlage 2 genoemde gegevens gaat het om zowel geselecteerde als niet geselecteerde p.e., of om produkten met een onduidelijke samenstelling.

Tabel 5 $L(E)C_{50}$ van kationische p.e. voor vissen, algen, bacteriën, kreeftachtigen en insecten

Soort/groep	LC_{50} of EC_{50} (mg/l)
Vissen	0,06 - 1.000
Algen	0,2 - 7.500
Bacteriën	0,9 - 7.500
Kreeftachtigen	<0,06 - 1.000
Insecten	<6,25 - >100

De LC_{50} of EC_{50} voor vissen en kreeftachtigen is in de meeste testen lager dan 100 mg/l. Het is niet duidelijk waardoor de grote verschillen in toxiciteit worden veroorzaakt. De verschillen worden mogelijk veroorzaakt door het verschil tussen de produkten.

De Kommission für Wassergefährdender Stoffe in Duitsland heeft kationische p.e. ingedeeld in de WGK klasse 2 en 3, voor p.e. met een kationische lading van respectievelijk <15% en >15% (Hahn, 1993 a,b).

De indeling in WGK klasse 2 is het gevolg van de volgende eigenschappen:

- biologisch niet afbreekbaar;
- geen analyse in het milieu mogelijk;
- hoge toxiciteit voor aquatische organismen;
- door binding aan slib in de zuivering makkelijk verwijderbaar.

De indeling in WGK klasse 3 is het gevolg van de hogere toxiciteit van kationische p.e. met een lading >15%. De WGK klasse-indeling varieert van 0-3, waarbij 3 de hoogste klasse is. Deze WGK klassen geven aan dat kationische p.e. een matig tot groot risico voor het aquatisch milieu vormen. Dit betekent echter niet dat een doelgericht gebruik door deze klasse-indeling beperkt wordt.

Er zijn aanwijzingen dat het werkingsmechanisme van kationische p.e. voor vissen meer berust op een mechanische dan op een chemische reactie (BASF, 1993). Er treedt adsorptie op van de kationische p.e. aan het anionisch (negatief) geladen kieuwoppervlak van vissen, wat mogelijkwerwijs de zuurstofuitwisseling beïnvloedt en de ionenbalans verstoort (Goodrich, 1991). Volgens informatie van een leverancier zijn kationische vloeibare polymeren in verdunde oplossingen toxisch voor vissen door agglomeratie op de mucuslaag (slijmhuide). De effecten op aquatische organismen zijn grotendeels afhankelijk van de ionische lading van het polymeer (Hall en Mirenda, 1991). Bij vissen treedt na blootstelling aan p.e. in het kieuwweefsel hyperplasie van het lamellaire epitheel op.

Hyperplasie is een sterke celvermeerdering in de interlaminaire ruimtes in de kieuwen (Hall en Mirenda, 1991). Spraggs (1982) signaleert een significante gedragsverandering in *Salmo gairdneri* (vis) na blootstelling aan verschillende polymeren en monomeren. Spraggs concludeert op basis van zijn onderzoek, dat de polymeren toxischer zijn dan de monomeren en dat het effluent van afvalwaterzuiveringen door gebruik van p.e. mogelijk een risico voor het ecosysteem in het ontvangende water kan inhouden.

Uit de studie van Hall en Mirenda (1991) blijkt dat de toxiciteit van de verschillende kationische p.e. voor kreeftachtigen geen verband houdt met lading of molecuulgewicht. De effecten op kreeftachtigen zijn volgens Hall en Mirenda voornamelijk het gevolg van de vorming van geaggregeerd p.e. waarin de kreeftachtigen vast raken. Er is dan ook geen typische dosis-responsrelatie aangetoond.

Binding van kationische p.e. aan humusdeeltjes

Via veldwaarnemingen zijn weinig vergiftigingsgevallen voor vissen gerapporteerd. Dit is waarschijnlijk het gevolg van de binding van kationische p.e. aan negatief geladen opgeloste stoffen in oppervlaktewater waardoor de beschikbaarheid van het geladen p.e. voor de vis vermindert (Goodrich, 1991). Toevoeging van negatief geladen stoffen (humuszuur, klei of opgeloste organische stoffen) reduceert de acute toxiciteit (LC_{50}) voor vissen en watervlooien (*Daphnia*). Uit Goodrich (1991) blijkt dat de werkzame stof in aanwezigheid van humuszuur reageert, waarbij een concentratieverlaging optreedt van de werkzame stof. Bij een humusgehalte tussen de 5 en 50 mg/l varieert de gemiddelde concentratieverlaging voor vier verschillende typen polymeer tussen een factor 12 en 62. Deze concentratieverlaging is niet volledig verklaarbaar met de adsorptie-isotherm. Humus komt zowel in opgeloste als in gesuspendeerde vorm in elk oppervlaktewater voor in een gehalte variërend van 5 tot 20 mg organische stof per liter. De macromoleculen van humus en fulvinezuren bevatten een groot aantal negatief geladen carboxylgroepen die met de kationische groepen van het p.e. een stevige binding vormen.

Nonionische p.e.

De LC_{50} van nonionische p.e. voor kreeftachtigen varieert van 0,08 tot 53 mg/l en voor vissen van 8 tot 3.500 mg/l. Het is onduidelijk waardoor de grote verschillen in toxiciteit worden veroorzaakt.

De Kommission für Wassergefährdender Stoffe in Duitsland heeft nonionische p.e. tezamen met anionische p.e. ingedeeld in de WGK klasse 2 (Hahn, 1993c). Dit wil zeggen dat nonionische p.e. een matig risico voor het aquatisch milieu vormen. Dit betekent overigens niet dat een doelgericht gebruik van deze stoffen bij drinkwaterbereiding, oppervlaktewaterbewerking en afvalwaterbehandeling door deze klasse-indeling wordt beperkt. De indeling in WGK klasse 2 is gebaseerd op de volgende eigenschappen van nonionische p.e.:

- biologisch niet afbreekbaar;
- hoge toxiciteit voor vissen en algen;
- geen analyse in het milieu mogelijk.

Over de toxische werking van nonionische p.e. is geen informatie gevonden.

Anionische p.e.

De LC_{50} van anionische p.e. voor kreeftachtigen varieert van 0,06 mg/l tot > 3.333 mg/l. De LC_{50} voor vissen varieert van 18 tot 811 mg/l. Het is onduidelijk waardoor de grote verschillen in toxiciteit worden veroorzaakt. De Kommission für Wassergefährdender Stoffe in Duitsland heeft anionische p.e. tezamen met nonionische p.e. ingedeeld in de WGK klasse 2 (Hahn, 1993c). Anionische p.e. vormen derhalve een matig risico voor het aquatisch milieu.

Over het werkingsmechanisme van anionische p.e. is geen informatie gevonden.

Geselecteerde kationische en anionische p.e.

Van de geselecteerde p.e. zijn de toxiciteitswaarden die door de leveranciers zijn opgegeven vermeld in tabel 6. Van de geselecteerde anionische produkten zijn geen gegevens over de toxiciteit verkregen.

De $L(E)C_{50}$ van de geselecteerde kationische p.e. varieert van 0,12 tot 190 mg/l. Het verschil in toxiciteit wordt onder andere veroorzaakt door een verschil in gevoeligheid van testorganismen en een verschil in testomstandigheden en test-procedures. In tabel 7 is de variatie van de $L(E)C_{50}$ van geselecteerde vloeibare en vaste kationische p.e. per groep van organismen weergegeven. De toxiciteit van vloeibare en vaste p.e. voor vissen ligt in dezelfde orde van grootte.

Tabel 6 Toxiciteitswaarden van een vloeibaar en een vast kationisch p.e. van vijf verschillende leveranciers en een vast en vloeibaar anionisch p.e.

Pro- dukt ²	Type p.e.	Soort	Criterium	Testduur in uren	Concen- tratie (mg/l)
a2	vloeibaar kationisch	Crangon crangon (zoutwater kreeftachtige)	LC_{50}	96	190
d1	vloeibaar kationisch	geen gegevens			
b1	vloeibaar kationisch	Daphnia magna (kreeftachtige)	LC_{50}	48	0,28
		Salmo gairdneri (vis)	LC_{50}	96	0,3
		Lepomis macrochirus (vis)	LC_{50}	96	0,7
		Salmo gairdneri (vis)	LC_{50}	96	42 ¹
e2	vloeibaar kationisch	bacterie	EC_{50}	-	1,8
		bacterie	EC_{100}	-	36,6

Pro- dukt ²	Type p.e.	Soort	Criterium	Testduur in uren	Concen- tratie (mg/l)
b2	vloeibaar kationisch	Lepomis macrochirus (vis)	LC ₅₀	96	2,5
		Salmo sp. (vis)	LC ₅₀	96	0,94
		Daphnia sp. (kreeftachtige)	LC ₅₀	48	0,12
c1	vloeibaar kationisch	Pimephales promelas (vis)	LC ₅₀	-	44,3
		Brachydanio rerio (vis)	LC ₅₀	48	6,88
		Daphnia (kreeftachtige)	LC ₅₀	48	2
a1	vast kationisch	geen gegevens			
c2	vast kationisch	Pimephales promelas (vis)	LC ₅₀	48	2,01
		Pimephales promelas (vis)	LC ₅₀	96	1,75
		Ceriodaphnia (kreeftachtige)	LC ₅₀	24	0,5
		Ceriodaphnia (kreeftachtige)	LC ₅₀	48	0,45
e1	vast kationisch	alg	NOEC	-	<1
		bacterie	EC ₅₀	-	0,9
		Daphnia sp. (kreeftachtige)	EC ₅₀	-	70
		Leuciscus idus melanotus (vis)	LC ₅₀	96	0,75
d2	vast kationisch	geen gegevens			
b4	vast kationisch	Oncorhynchus mykiss (vis)	LC ₅₀	96	5,7 ¹
		Lepomis macrochirus (vis)	LC ₅₀	96	4,8
		Oncorhynchus mykiss (vis)	LC ₅₀	96	0,47
		Pimephales promelas (vis)	LC ₅₀	96	5,2
		Daphnia magna (kreeftachtige)	EC ₅₀	48	24
		Ceriodaphnia dubia	EC ₅₀	48	11
		(kreeftachtige)			
a3	vloeibaar anionisch	geen gegevens			
b3	vast anionisch	geen gegevens			

¹ Humuszuur toegevoegd in test

² Gecodeerd per leverancier

Tabel 7 L(E)C₅₀ van vloeibare en vaste kationische p.e. voor vissen, algen en bacteriën en kreeftachtigen

Soort/groep	LC ₅₀ of EC ₅₀ vloeibare p.e. (mg/l)	LC ₅₀ of EC ₅₀ vaste p.e. (mg/l)
Vissen	0,3 - 44,3	0,47 - 5,2
Algen en bacteriën	1,8	0,9
Kreeftachtigen (zoetwater)	0,12 - 2	0,45 - 70
Kreeftachtigen (zout water)	190	-

Toxiciteit van de bijprodukten voor aquatische organismen

Toxiciteitsgegevens van de bijprodukten van p.e. zijn opgenomen in tabel 8.

Tabel 8 Toxiciteit van de bijprodukten van p.e.

Produkt	Soort	Groep	Criterium	Concentratie (mg/l)	Referentie
Acrylamide	Photobacterium phosphoreum	bacterie	EC ₅₀ luminiscentie	13.500	1
	Selenastrum capricornutum	alg	EC ₅₀ celgroei	72	1
	Daphnia magna	kreeftachtige	48 h LC ₅₀	160	1
			48 h EC ₅₀	98	1
	Mysidopsis bahia (zoutwater)	kreeftachtige	96 h LC ₅₀	78	1
			28 d NOEC sterfte	2,0	1
			28 d NOEC reproductie	4,4	1
			48 h LC ₅₀	410	1
	Paratanytarsus parthenogenetica	insekt	9 d LOEC voedselgedrag	56	2
	Verschillende vissen	vis	96 h LC ₅₀	124 - 160	1
			EC ₅₀ gedrag	85 - 88	1
			48 h LC ₅₀	87	1
			96 h LC ₅₀	130	1
			48 h LC ₅₀	400	1
			24 h LC ₅₀	460	1
			14 d NOEC sterfte	25	1
			14 EC leverbeschadiging	25	1
			LC ₅₀	140	4
			EC ₅₀ ontwijkgedrag	8	4
Hydroxypropionitril	Lepomis macrochirus	vis	96 h LC ₅₀	0,9	3
	Pimephales promelas	vis	96 h LC ₅₀	0,9	3
	Poecilia reticulata	vis	96 h LC ₅₀	1,37	3
	Lagodon rhomboides	vis	24 h LC ₅₀	0,215	3
Poly-acrylaat	Leuciscus idus	vis	48 h NOEC	210	5
Methylmethacrylaat	Pimephales promelas	vis	96 h LC ₅₀	130	5
Ethylacrylaat	ongedefinieerd	vis	72 h LC ₅₀	5	5
Acrylaat	Artemia salina (zout water)	kreeftachtige	24 h LC ₅₀	12	5
	Pseudomonas putida	bacterie	Tox. thresh.	41	3
	Microcystis aeruginosa	cyanobacterie	Tox. thresh.	0,15	3
	Scenedesmus quadricauda	groenalg	Tox. thresh.	18	3

Tox. thresh. = Toxiciteitsgrens waarbij remming van de celvermeerdering optreedt (= EC₅)

- 1) BUA, 1993
- 2) Criddle, 1990
- 3) Verschuere, 1983
- 4) Spraggs, 1982
- 5) BKH, 1992

De acute toxiciteit (LC₅₀) van het monomeer acrylamide varieert van 72 tot 460 mg/l voor algen, kreeftachtigen, insecten en vissen. Acrylamide is hiermee matig tot weinig toxisch (respectievelijk >1 mg/l en >100 mg/l). Acrylamide is minder toxisch dan p.e. De toxiciteit van acrylamide voor bacteriën is zeer gering. De chronische toxiciteit (NOEC) van acrylamide is een factor 10-30 lager dan de acute en varieert van 2,0 tot 25 mg/l met effecten op sterfte, reproductie en groei. Uit een veldstudie waarin insecten in een kleine rivier zijn bestudeerd, blijkt dat 0,05 mg/l acrylamide na 6 uur blootstelling tot een afname in de populatiegrootte en de soortendiversiteit leidt. Na drie weken is alleen nog de waterkever *Hydropsyche instabilis* waargenomen. Na vier en respectievelijk acht weken treedt rekolonisatie van een paar soorten op met lage dichtheden (WHO/IPCS, 1985). Uit de veldstudie blijkt dat effecten van acrylamide bij zeer lage concentraties op kunnen treden.

De acute toxiciteit van hydroxypropionitril varieert van zeer toxisch (<1 mg/l) tot matig toxisch met waarden uiteenlopend van 0,2 tot 1,4 mg/l.

De acute toxiciteit van acrylaat varieert eveneens van zeer toxisch tot matig toxisch. Ethylacrylaat is matig toxisch, terwijl methyl-methacrylaat en poly-acrylaat weinig toxisch zijn (>100 mg/l). Het lijkt erop dat de toxiciteit afneemt met de ketenlengte van de acrylaten. De toxiciteit van hydroxypropionitril en acrylaten ligt in dezelfde orde van grootte als de toxiciteit van p.e.

Over de toxiciteit van andere bijprodukten van p.e. zijn geen gegevens gevonden. De toxiciteit van petroleumdistillaat en minerale oliën is moeilijk vast te stellen door de diversiteit van de samenstelling van de verschillende olie-achtige produkten.

3.1.9

Arbo-aspecten bij toepassing

Polyelectrolyten

Bij de beschouwing van arbo-aspecten bij het gebruik van p.e. moet onderscheid worden gemaakt in vloeibare en vaste produkten. Vaste produkten zijn poeder, korrels of pellets.

De meeste vloeibare p.e. worden geclassificeerd als stoffen die irriterend zijn voor huid en ogen. De mogelijkheid om in contact te komen met vloeibare p.e. is echter zeer gering. Alleen bij storingen en bij het aansluiten van p.e. op het doseersysteem kan contact optreden met het (geconcentreerde) produkt. Het dragen van een veiligheidsbril en handschoenen moet bij deze werkzaamheden verplicht worden gesteld.

Vaste produkten veroorzaken geen irritatie van de huid, de ogen of de luchtwegen. De mogelijkheid om in contact te komen met vaste produkten en met name met poedervormige is groter dan met vloeibare produkten. Vooral bij het aansluiten van verpakkingen op het doseersysteem kan stofvorming optreden. Bij inademing van stof kan irritatie van de luchtwegen optreden. Deze irritatie is echter niet chemisch, maar mechanisch van aard. Indien in de ruimte waar stofvorming optreedt water aanwezig is, kunnen p.e. een gladde substantie vormen en gevaar voor uitglijden is dan aanwezig. Met de introductie van zogenaamde "big bags" is het aantal contactmomenten met vast p.e. sterk gereduceerd. Door het gebruik van korrelvormige middelen en middelen in pelletvorm wordt stofvorming gereduceerd.

Bijprodukten

Naast de actieve stof komen diverse bijprodukten voor. In een aantal gevallen zijn deze bijprodukten gevaarlijker voor de mens dan de actieve stoffen zelf. In bijlage 4 wordt uitgebreider op de effecten van de diverse bijprodukten ingegaan.

Het bijprodukt acrylamide is opgenomen op de Nederlandse lijst van kankerverwekkende stoffen, en valt onder de aanvullende registratieplicht voor kankerverwekkende stoffen (zie 4.5). Bij de aanvullende registratieplicht voor stoffen die de voortplanting kunnen schaden wordt geadviseerd de koppeling met de registratie van onder andere acrylamide te maken, omdat mutagene stoffen effecten op de voortplanting kunnen veroorzaken (SZW 1995).

3.1.10

Wetgeving met betrekking tot polyelectrolyten

Voor het vaststellen van milieurisico's van stoffen is informatie nodig over p.e. en de bijprodukten. De huidige wet- en regelgeving biedt mogelijk een ingang tot het verplichten van leveranciers tot het leveren van gegevens.

Polyelectrolyten vallen onder de wetgeving voor polymeren.

De Nederlandse stoffenwetgeving voor polymeren is nog in ontwikkeling. De OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) werkt momenteel aan definities voor polymeren. Er wordt gewerkt aan het opstellen van parameters en criteria voor het inschatten van de milieubezwaarlijkheid van polymeren en aan het opstellen van methoden om deze parameters te bepalen. In verschillende landen worden polymeerprodukten door de producenten aangemeld in het kader van een stoffenwetgeving. Hiervoor bestaan per land verschillende aanmeldingsprocedures.

In EG-verband moeten nieuwe chemische stoffen aangemeld worden bij de overheid in het kader van de richtlijn 79/831/EEG, voordat ze op de interne markt mogen verschijnen.

P.e. vallen buiten deze wetgeving omdat deze stoffen reeds lang op de markt zijn en niet als nieuwe stoffen worden aangemerkt.

Vanaf 1993 moeten in het kader van de verordening 793/93/EEG milieugegevens worden aangeleverd van reeds bestaande stoffen (van voor 1981).

Van deze bestaande stoffen, ruim 100.000 in getal, wordt de aandacht in eerste instantie gericht op de High Production Volume (HPV) stoffen. Aan de hand van de beschikbare gegevens worden lijsten samengesteld met stoffen die prioriteit dienen te krijgen binnen het EG-beleid, vanwege het risico dat ze voor mens en/of milieu vormen. In 1994 is een eerste prioritaire-stoffenlijst opgesteld waarop de relevante p.e. niet voorkomen. De volgende prioritaire-stoffenlijst wordt eind 1995 opgesteld aan de hand van gegevens uit de zogenaamde HEDSET (het gegevensbestand waarin door de producenten aangeleverde milieugegevens staan), voor stoffen genoemd in Annex I van de verordening 793/93/EEG. P.e. staan niet in de annex. Acrylamide is wel opgenomen in de annex. Voor de stoffen die op de prioriteitenlijsten staan, wordt in opdracht van de EG een risicobeoordeling uitgevoerd.

In het kader van Wet Milieugevaarlijke Stoffen (WMS) zijn in Nederland een aandachtstoffenlijst en een prioritaire-stoffenlijst opgesteld. Op geen van beide lijsten komen p.e. voor. In het kader van de Wet Verontreiniging Oppervlaktewater kan actie ondernomen worden als er vragen zijn over de milieubezwaarlijkheid van stoffen die in het oppervlaktewater en de waterbodem terecht kunnen komen.

3.2 Risico-analyse

Voor de geselecteerde kationische p.e., voor acrylamide en hydroxypropionitril worden in het hiernavolgende risico-analyses uitgevoerd. Voor anionische p.e. en andere bijprodukten zijn geen risico-analyses uitgevoerd, omdat hiervoor onvoldoende gegevens beschikbaar waren.

De risico-analyse is uitgevoerd zoals beschreven in § 2.4.

3.2.1 Risico-analyse voor kationische p.e.

Berekening Predicted Environmental Concentration (PEC) voor kationische p.e.

Bij dosering in de voorbezinktank en de sliblijn zijn de p.e.-concentraties in het effluent handmatig berekend volgens de methodiek van het SIMPLETREAT model (bijlage 1).

Bij dosering in de nabezinktank is de p.e.-concentratie in het effluent afgelezen met behulp van de adsorptie-isotherm in figuur 6 en 7 (bijlage 3). De berekende concentraties in het effluent zijn weergegeven in tabel 9.

Deze effluent-concentraties resulteren bij toepassing van de verdunningsfactoren voor 5 percentiel en 50 percentiel, in concentraties in het oppervlaktewater (PEC) die ook zijn weergegeven in tabel 9.

In de praktijk is dosering van p.e. in de slibontwatering het meest gebruikelijk.

Bij dosering op deze plaats wordt een concentratie in het oppervlaktewater van 0,01-0,13 µg/l berekend.

Tabel 9 Berekende PEC bij dosering in de voorbezinking, slibindikking, slibontwatering en nabezinking.

Doseerplaats	Belasting	Dosering*** [g/kg d.s.]	Concentratie in het filtraat [mg/l]***	Concentratie in het influent [mg/l]	Concentratie in het effluent [mg/l]	PEC* [µg/l]
voorbezinking	laag	1 (mg/l)	-	1	0,017	0,04 - 0,23
voorbezinking	hoog	1 (mg/l)	-	1	0,036	0,08 - 0,48
sliblijn**	laag		20	0,2	0,003	0,01 - 0,04
sliblijn**	hoog		20	0,2	0,01	0,02 - 0,13
nabezinking		1	-	4 naar nabe- zinking	0,05	0,10 - 0,67

• Range is het gevolg van de verschillende verdunningsfactoren (zie pagina 4).

** Gebaseerd op dosering in slibontwatering

*** Zie bijlage 1, berekening van de concentraties

Afleiding van de No Effect Concentration (NEC) voor kationische p.e.

Gegevens over de toxiciteit van de geselecteerde kationische p.e. die door de waterkwaliteitsbeheerders worden gebruikt, zijn opgenomen in tabel 6. Er zijn voor de geselecteerde kationische p.e. minder dan vier chronische NOEC-waarden beschikbaar. Voor de berekening van de NEC is daarom gebruik gemaakt van extrapolatiefactoren, zoals is beschreven in hoofdstuk 2.

Voor de afleiding van de NEC zijn de toxiciteitsgegevens van vaste en vloeibare p.e. samengevoegd en is de laagste toxiciteitswaarde geselecteerd.

De laagste gevonden LC_{50} van de verschillende geselecteerde kationische p.e. is 0,12 mg/l voor *Daphnia* sp. Volgens tabel 2 zou een extrapolatiefactor van 1.000 moeten worden toegepast omdat voor de groep algen een $L(E)C_{50}$ waarde ontbreekt.

Voor algen is er echter wel een NOEC van < 1 mg/l gevonden. Tevens is voor bacteriën een LC_{50} van 0,9 mg/l gevonden. Op basis van deze extra gegevens is het te rechtvaardigen dat een extrapolatiefactor van 100 wordt toegepast, resulterend in een NEC van 0,0012 mg/l.

PEC/NEC-verhouding voor kationische p.e.

Vergelijking van de verschillende PEC met de NEC levert PEC/NEC-verhoudingen. De PEC is hierbij de berekende concentratie in het oppervlaktewater en de NEC is de concentratie waarbij geen effect wordt verwacht voor aquatische organismen.

De berekende PEC/NEC-verhoudingen, bij dosering van p.e. op de vier verschillende plaatsen, zijn weergegeven in tabel 10. De PEC/NEC-verhoudingen zijn in alle gevallen kleiner dan 1. Dit betekent dat er geen risico voor aquatische organismen aanwezig is.

Tabel 10 PEC/NEC-verhoudingen bij dosering van kationische p.e. op verschillende plaatsen in het zuiveringsproces

Doseerplaats	Belasting	PEC/NEC-verhouding
voorbezinking	laag	0,03 - 0,19
voorbezinking	hoog	0,07 - 0,40
sliblijn*	laag	0,01 - 0,03
sliblijn*	hoog	0,02 - 0,11
nabezinking	-	0,09 - 0,56

- Gebaseerd op dosering in de slibontwatering

3.2.2

Risico-analyse voor een tweetal bijprodukten

Berekening van de Predicted Environmental Concentration (PEC) voor acrylamide en hydroxypropionitril

Voor de berekening van de concentratie acrylamide en hydroxypropionitril in het influent is ervan uitgegaan dat p.e. 0,1% acrylamide en 0,05% hydroxypropionitril bevatten als percentage van het actieve p.e.

Als aangenomen wordt dat acrylamide en hydroxypropionitril niet worden afgebroken in RWZI's en dat geen adsorptie aan het slib plaatsvindt, dan is de concentratie in het effluent gelijk aan de concentratie in het influent. De aanname dat acrylamide niet wordt afgebroken is een worst-case-benadering. De berekende concentraties in het in- en effluent zijn weergegeven in tabel 11.

De concentraties in het effluent resulteren bij toepassing van de verschillende verdunningsfactoren in concentraties in het oppervlaktewater (PEC) die zijn weergegeven in tabel 11.

Tabel 11 Berekende concentratie van de bijprodukten acrylamide en hydroxypropionitril in in- en effluent en berekende PEC

Doseerplaats	Dosering p.e. (mg/g d.s.)	Concentratie in in- en effluent (µg/l)		PEC (µg/l)	
		Acrylamide	Hydroxypropionitril	Acrylamide	Hydroxypropionitril
Voorbezinking	1 (mg/l)	1	0,5	0,03 - 0,2	0,016 - 0,1
Sliblijn	10	0,2	0,1	0,006 - 0,04	0,003 - 0,02
Nabezinking	1*	4	2	0,125 - 0,8	0,063 - 0,4

- * 4 mg/ in de nabezinking

Afleiding van de No Effect Concentration (NEC) voor acrylamide en hydroxypropionitril

Gegevens over de toxiciteit van acrylamide zijn gevonden voor bacteriën, algen, kreeftachtigen en vis (tabel 8). Chronische NOEC's zijn beschikbaar voor kreeftachtigen en vis. Acute L(E)C₅₀'s zijn beschikbaar voor vissen, kreeftachtigen, algen en bacteriën. Afleiding van de NEC is gebaseerd op een extrapolatiefactor van 10 op de laagste NOEC, of een extrapolatiefactor van 100 op de laagste EC₅₀. De laagste gevonden NOEC bedraagt 2,0 mg/l en de laagste gevonden EC₅₀ bedraagt 72 mg/l. Extrapolatie met een factor 10 respectievelijk 100 resulteert in NEC waarden van respectievelijk 0,2 en 0,7 mg/l. Hiervan wordt de laagste (0,2 mg/l) gekozen als NEC.

Voor hydroxypropionitril zijn alleen gegevens over de acute toxiciteit gevonden. Voor de afleiding van de NEC wordt een extrapolatiefactor van 1.000 toegepast op de laagste LC₅₀ van 215 µg/l, waardoor de NEC 0,215 µg/l wordt.

PEC/NEC-verhouding voor acrylamide en hydroxypropionitril

De berekende PEC/NEC-verhoudingen staan weergegeven in tabel 12.

Voor acrylamide zijn PEC/NEC-verhoudingen bij dosering in zowel voorbezinking, als sliblijn en nabezinking, veel kleiner dan 1 berekend. Het in p.e. aanwezige acrylamide vormt geen potentieel risico voor aquatische organismen.

Voor hydroxypropionitril wordt een PEC/NEC-verhouding kleiner dan 1 berekend bij dosering van p.e. in de voorbezinking en de sliblijn. Dit betekent dat dosering op deze plaats geen risico voor aquatische organismen met zich meebrengt.

De PEC/NEC-verhoudingen bij dosering van p.e. in de nabezinking liggen boven 1, bij een verdunningsfactor 5 voor kleine installaties die op kleine wateren lozen (5%-percentiel). Dit betekent dat bij dosering op deze plaatsen (net) sprake is van risico voor aquatische organismen. Bij dosering van p.e. op meerdere plaatsen tegelijk vormt hydroxypropionitril mogelijk wel een risico voor aquatische organismen.

Hierbij wordt opgemerkt dat afbraak van hydroxypropionitril en adsorptie ervan aan slib niet in beschouwing genomen zijn en de hoogste extrapolatiefactor genomen moest worden.

Tabel 12 Berekende PEC/NEC-verhouding voor de bijprodukten acrylamide en hydroxypropionitril

Doseerplaats	PEC/NEC-acrylamide	PEC/NEC hydroxypropionitril
Voorbezinking	0,00015 - 0,001	0,46 - 0,074
Sliblijn	0,00003 - 0,0002	0,01 - 0,09
Nabezinking	0,0006 - 0,004	0,29 - 1,86

Milieubezwaarlijkheid

In dit oriënterende onderzoek is alleen het p.e.-gebruik bij RWZI's in beschouwing genomen. Het gebruik van p.e. in alle andere processen zoals drinkwaterbereiding en zuivering van industrieel afvalwater is buiten beschouwing gelaten. Tevens heeft dit onderzoek zich beperkt tot de verspreiding van p.e. via de waterlijn.

P.e. en mogelijk ook de bijprodukten hechten zich sterk aan slib. Het bijproduct acrylamide hecht zich niet aan slib. De verwerking en toepassing van slib veroorzaken mogelijk een risico voor andere milieucompartmenten (lucht, grondwater en bodem).

De risico-analyse is slechts uitgevoerd voor kationische p.e. en twee bijprodukten van p.e. Voor de anionische p.e. en andere bijprodukten van p.e. ontbreken de gegevens. Een risico-analyse voor deze stoffen zou echter ook uitgevoerd dienen te worden.

Het risico voor aquatische organismen is vastgesteld door de (berekende) concentratie van p.e. in het oppervlaktewater (PEC) te vergelijken met een afgeleide concentratie die "veilig" is voor aquatische organismen (NEC). Zowel bij de berekening van de PEC als bij de afleiding van de NEC is uitgegaan van een "worst-case", waarbij kanttekeningen zijn te plaatsen.

Kanttekeningen bij de berekening van de PEC**Modelmatige benadering**

De concentratie van p.e. in het oppervlaktewater is niet afkomstig uit metingen in oppervlaktewater, maar is modelmatig afgeleid uit een aantal gegevens over p.e.-doseringen op RWZI's en uit gegevens die zijn aangeleverd door fabrikanten van p.e.

Bij berekening van de concentratie in het influent is uitgegaan van een percentage filtraat in het influent van 1 en 5% in respectievelijk de slibontwatering en de slibindikking. In de praktijk kunnen in het influent andere filtraatpercentages voorkomen door centrale slibontwatering, variabele slibgroei en een variabel drogestofpercentage. Dit leidt tot een andere PEC en daarmee een andere PEC/NEC-verhouding die voorname-lijk naar boven zal afwijken.

Dosering van p.e.

Bij de berekening van de PEC is uitgegaan van influentconcentraties van 1 mg p.e./l in de voorbezinking, 0,04 mg p.e./l in de slibindikking, 0,2 mg p.e./l in de slibontwatering, en een dosering van 1 g p.e./kg d.s. bij de nabezinking.

In de praktijk kunnen andere doseringen worden gehanteerd, wat leidt tot een andere PEC en daarmee tot een andere PEC/NEC, die zowel naar boven als naar beneden kan afwijken.

- Bij onderdosering in de slibindikking wordt het adsorptiepercentage van p.e. aan slib verhoogd van 90% naar 98% (Schumann, 1991). De onderdosering kan leiden tot een overschatting van de berekende PEC/NEC-verhouding.
- In de slibontwatering wordt vaak overgedoseerd omdat een hoog drogestofpercentage van het slib gewenst is.

Door overdosering wordt het adsorptiepercentage in de slibontwatering verlaagd van 95% naar 90% hetgeen leidt tot een onderschatting van de berekende PEC/NEC-verhouding met een factor 2 bij dosering in de slibontwatering. Overdosering dient dus voorkomen te worden.

Afbreekbaarheid

Bij de berekening van de PEC is ervan uitgegaan dat kationische poly-acrylamides met een esterbinding snel worden gehydrolyseerd.

Volgens Schumann (1991) worden p.e. weliswaar gehydrolyseerd tot choline en een anionisch poly-acrylamide, maar is dit anionisch poly-acrylamide slecht afbreekbaar. Onduidelijk is wat de toxiciteit van dit afbraakproduct is.

Non-estertypen van p.e. hydrolyseren niet.

Zuiverheid van p.e.

Bij de berekening van de PEC van acrylamide en hydroxypropionitril is uitgegaan van gehalten in p.e. van respectievelijk 0,1% en 0,05%. Deze gehalten wijken in werkelijkheid mogelijk naar boven of naar beneden af, wat consequenties heeft voor de PEC.

4.3

Kanttekeningen bij de afleiding van de NEC

Voor de afleiding van de NEC is uitgegaan van de in het Uniforme Beoordelingssysteem Stoffen (UBS) gehanteerde extrapolatiefactoren. In het UBS worden drie extrapolatiefactoren onderscheiden:

- een factor 10 voor extrapolatie van gegevens voor één soort naar het ecosysteem;
- een factor 10 voor extrapolatie van gegevens over acute effecten naar chronische effecten;
- een factor 10 wanneer weinig gegevens beschikbaar zijn.

De eerste factor wordt altijd gebruikt bij de afleiding van een NEC. De tweede factor wordt alleen toegepast indien gebruik wordt gemaakt van gegevens over acute effecten. De derde wordt toegepast indien gegevens voor één of meer van de groepen vis, alg en kreeftachtigen ontbreken. De extrapolatiefactor die wordt gehanteerd voor de afleiding van de NEC kan uiteenlopen van 10 tot 1.000 ($10 * 10 * 10$). De hoogte van de extrapolatiefactoren (10) is arbitrair gekozen, maar wordt bij afleiding van de NEC in veel risico-analyses gebruikt. Ook de keuze voor gebruik van (maximaal) drie extrapolatiefactoren is arbitrair, maar wordt vaak toegepast.

De meeste toxiciteitsgegevens zijn gevonden in documenten die door de leveranciers van p.e. zijn verstrekt. In deze documenten is geen informatie opgenomen over de omstandigheden waaronder toxiciteitstesten zijn uitgevoerd en over gehanteerde testprocedures. De toxiciteitsgegevens zijn mogelijk te hoog of te laag, wat kan leiden tot een onder- respectievelijk overschatting van de NEC. Bij vergelijking van toxiciteitsgegevens die door de leveranciers zijn geleverd met de toxiciteitsgegevens uit de literatuur, worden echter geen grote verschillen geconstateerd.

De toxiciteit van de verschillende p.e. varieert sterk. In de risico-analyse is uitgegaan van toxiciteitsgegevens van de meest toxische geselecteerde p.e. Veel p.e. zijn minder toxisch. Het is mogelijk dat hierdoor de NEC te laag is.

Voor de totale groep van de kationische polyelectrolyten zijn wel enige chronische toxiciteitsgegevens bekend voor vissen, watervlooien en algen. Het betreft hier polyamidenederivaten die niet hydrolyseren, zodat bij toepassing in de voor- of na-bezinking een effluentconcentratie tussen 20 en 100 µg/l kan ontstaan. De laagste NOEC voor deze groep is 0,1 mg/l. Wordt hierop de veiligheidsfactor 10 toegepast (volgens tabel 2), dan wordt de NEC 10 µg/l.

4.4

Kanttekening bij de risico-analyse van de bijprodukten

De in p.e.-produkten voorkomende bijprodukten zijn niet voldoende gespecificeerd om een volledige risico-analyse uit te kunnen voeren. De risico-analyse voor hydroxypropionitril geeft aan dat bijprodukten onder bepaalde omstandigheden wel een potentieel risico kunnen vormen. De oliefractie van het p.e. adsorbeert voornamelijk aan slib en is veelal goed afbreekbaar. Nadere opgave en controle van de in het produkt voorkomende bijprodukten kan alleen via certificering van het produkt worden verkregen. Omdat hiervoor een wettelijk kader ontbreekt, is het niet te verwachten dat dit in de nabije toekomst gaat gebeuren.

Aangenomen is dat de genoemde bijprodukten acrylamide en hydroxypropionitril niet aan slib adsorberen en niet afbreken. Dit is een worst-case benadering. Uit paragraaf 3.1.5 blijkt echter dat acrylamide wel afgebroken wordt na adaptatie van het slib en in het oppervlaktewater. Voor hydroxypropionitril is dit niet bekend. Dit kan een overschatting van de PEC/NEC betekenen.

4.5

Arbo-aspecten bij de toepassing

De risico's bij de toepassing van p.e. op RWZI's zijn sterk afhankelijk van de vorm (vast of vloeibaar) en van de doseertechniek. Ook is het risico afhankelijk van de samenstelling van het produkt. Met name de aanwezigheid van bijprodukten kan risico's veroorzaken.

In Nederland is acrylamide opgenomen op de lijst van kankerverwekkende stoffen. De blootstelling aan deze stof dient zo laag mogelijk te zijn, en in elk geval de MAC-waarde (Maximaal Aanvaarde Concentratie) niet te overschrijden. Voor kankerverwekkende stoffen op de werkplek geldt, naast de "gewone" registratieplicht waaronder alle toxische stoffen vallen, een aanvullende registratieplicht. Deze aanvullende registratie is voor een produkt, dat een kankerverwekkende stof bevat, verplicht indien de concentratie van de kankerverwekkende stof gelijk is aan, of hoger is dan 0,1% (gewichtsprocenten) van het produkt. Volgens de producenten van p.e. is de concentratie acrylamide in p.e. kleiner dan 0,1%.

CONCLUSIES

Uit de risico-analyse blijkt dat bij continu gebruik van p.e. in de voor- of nabezinking voor 5 percentiel van het behandelde afvalwater dat geloosd wordt op een klein oppervlaktewater, het geschatte risico uitgedrukt in PEC/NEC 0,19-0,56 bedraagt. Hierbij moet aangetekend worden dat in deze gevallen, waarbij het oppervlaktewater een langzame doorstromingsnelheid heeft, de hydrolyse na 1000 meter tot een verdere daling van de concentratie in het oppervlaktewater zal leiden.

Bij gebruik in de sliblijn en op RWZI's die op groter oppervlaktewater lozen, is de PEC/NEC verhouding duidelijk veel kleiner dan 1 en is het risico verwaarloosbaar.

Uit de risico-analyse die is gebaseerd op gegevens die door fabrikanten van p.e. zijn aangeleverd volgt dat slechts bij continu p.e.-gebruik in kleine RWZI's die lozen op kleinere wateren, sprake kan zijn van een $PEC/NEC > 0.1$ ten gevolge van het gebruik van p.e. Dit zou kunnen worden geïnterpreteerd als een gering ecotoxicologisch risico. In deze gevallen zal er door lozing van rest BZV, ammonium en slib met metalen reeds een aanzienlijk effect op het aquatische ecosysteem zijn opgetreden. Daardoor zal het effect van toediening van p.e., dat leidt tot een betere effluentkwaliteit voor BZV en zwevende stof, eerder positief dan negatief zijn. In deze gevallen moet voorzichtigheid worden betracht bij de dosering van p.e. in de voorbezinking en de nabezinking.

Het is niet te verwachten dat er ergens in Nederland waarneembare negatieve effecten van p.e. op het ecosysteem te constateren zijn.

In de gehanteerde methodiek voor risico-analyse is een aantal aannames gedaan om de concentratie p.e. in het effluent en de toxiciteit in te schatten.

Met name meetgegevens over p.e.-concentraties in het ontvangende oppervlaktewater en gegevens over de chronische toxiciteit van p.e. kunnen bijdragen aan een betere analyse van de risico's van p.e. voor aquatische organismen.

De aanwezigheid van bijprodukten in p.e. kan alleen bij dosering van p.e. in de nabezinking van kleine installaties, die op kleinere wateren lozen (5 percentiel), tot een risico voor aquatische organismen leiden. In de gehanteerde methodiek voor risico-analyse is uitgegaan van een "worst-case", wat mogelijk leidt tot een overschatting van het risico. Veelal zijn de overige bijprodukten onvoldoende gespecificeerd om de risico's hiervan in te schatten.

Het risico voor de toepasser van p.e. is afhankelijk van de vorm (vast of vloeibaar) en de doseertechniek. Met name bijprodukten in p.e. kunnen voor de toepasser risico's veroorzaken. Direct contact met p.e. dient vermeden te worden: het risico wordt daardoor gereduceerd.

REFERENTIES

Biesinger, K.E., A.E. Lemke, W.E. Smits, R.M. Tyo, 1976
Comparative toxicity of polyelectrolytes to selected aquatic animals, *Journal of Water Pollution Control Federation* 58, 3, 207-213.

Biesinger, K.E., G.N. Stokes, 1986
Effects of synthetic polyelectrolytes on selected aquatic organisms, *Journal of Water Pollution Control Federation* 58, 3, 207-213.

BKH Adviesbureau, 1992
Aquatox database versie 2.00.

BUA, 1993
Berater Acrylamid (2-Propensaureamid), BUA-Stoffbericht 103 (stand: August 1992, Gesellschaft Deutscher Chemiker, S. Hirzel, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft.

Buchholz, F.L., 1992
Poly-acrylamides and Poly(Acrylic Acids), p. 143-156. In; *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*, vol.A21. fifth edition, VCH Publishers.

Cary, G.A., J.A. Mahon, W.J. Kuc, 1987
The effect of suspended solids and naturally occurring dissolved organics in reducing the acute toxicities of cationic polyelectrolytes to aquatic organisms, *Environmental Toxicology and Chemistry* 6, 469-474.

Criddle, J., 1990
A Review of the mammalian and aquatic toxicity of polyelectrolytes, reportnr. 2545, National Rivers Authority, England.

Gehr, R., J.G. Henry, 1982
The adsorption behavior of cationic polyelectrolytes in dissolved air flotation, *Water Science and Technology* 14, no 6/7, 689-704.

Gehr, R., T. Soponkanaporn, 1990
Assessing polyelectrolyte behavior by size-exclusion chromatography, *J.of Environmental Engineering*, 116, no.2, 343-360.

Goodrich, M.S., L.H. Dulak, M.A. Friedman, J.J. Lech, 1991
Acute and long term toxicity of watersoluble cationic polymers to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and the modification of toxicity by humic acid, *Environmental Toxicology and Chemistry* 10, 509-515.

Goppers, V., et al, 1979
Polyelectrolyte persistence in a municipal water supply, *Journal of the American Water-treatment Works Association*, Vol 68, 319-321.

Greef, J. de, A.C.M. de Nijs, 1990
Risk assessment of new Chemical Substances. Dilution of effluents in the Netherlands, RIVM report 670208001.

Hahn, J., 1993^a

Bewertung wassergefährdender Stoffe, Kommission Bewertung wassergefährdender Stoffe, Datenblatt-nr. 812.

Hahn, J., 1993^b

Bewertung wassergefährdender Stoffe, Kommission Bewertung wassergefährdender Stoffe, Datenblatt-nr. 717.

Hahn, J., 1993^c

Bewertung wassergefährdender Stoffe, Kommission Bewertung wassergefährdender Stoffe, Datenblatt-nr. 813.

Hall, W.S., R.J. Mirenda, 1991

Acute toxicity of wastewater treatment polymers to *Daphnia pulex* and the fathead minnow (*Pimephales promelas*) and the effects of humic acid on polymer toxicity, Research Journal of Water pollution Control Federation 63, 6, 895-899.

IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, 1986

Some chemicals used in plastics and elastomers, 39. In: IRPTC Bulletin, 1987, 8, 1.

IRPTC Bulletin, 1987, 8, 1, 17-19

Letterman, R.D., R.W. Pero, 1990

Contaminants in polyelectrolytes used in water treatment, Journal of the American Watertreatment Works Association, Vol 82, 87-97.

Loll, U., et al, 1992

Auswahl und Einsatz von organischen Flockungshilfsmitteln - Polyelektrolyten - bei der Klärschlammmentwässerung, ATV-Arbeitsberichte, Korrespondenz Abwasser 39, 3, 569-586.

Lüttgen, 1979

Biologische Abbaubarkeit von organisch Hilfsstoffen im Standversuch (Zahn-Wellens-Test), Das Papier 33, Heft 4, 133-141.

Mallevalle, J., et al, 1984.

How safe are organic polymers in water treatment, Journal of the American Watertreatment Works Association, Vol 76, 87-93.

Maroni, D., S.N.F., 1995, Persoonlijke mededeling.

Morris, J.D., R.J. Penzenstadler, 1991

Acrylamide polymers, p. 312-330. In Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology volume 1, third edition, John Wiley and sons, New York.

Mulders, J., 1977

Biodegradation of polymeric builders-experiment with a C-14 labelled sodium poly(α -hydroxyacrylate), Water Research, Vol.11, 571-574.

OECD 1995

Guidance Document for aquatic effects assessment OCDE/GD (95)18.

Sax, N.I., R.J. Lewis, 1989

Dangerous properties of industrial materials, 2nd ed., Van Nostrand Reinhold, New Jersey.

Schumann, H., S. Kunst, 1991

Elimination von ¹⁴C-markierten Polyelectrolyten in biologischen abwasserreinigungsprozessen, GWF-Wasser/Abwasser, 132, no.7, 376-383.

Schwoyer, W.L.K., 1981

Polyelectrolytes for water and wastewatertreatment, CRC Press.

Slooff, W., et al, 1992

RIVM guidance document, Ecotoxicological effect assessment: Deriving maximum tolerable concentrations (MTC) from single species toxicity data, RIVM-reportnr. 719102018.

SNF, 1995

Ester-type cationic polyacrylamides, Determination of charge reduction due to hydrolysis.

Soponkanaporn, T., R. Gehr, 1989

The degradation of polyelectrolytes in the environment, insights provided by size exclusion chromatography measurements, Water Science and Technology 21, 857-868.

Spraggs, L.D., R. Gehr, J. Hadjinicolaou, 1982

Polyelectrolyte toxicity tests by fish avoidance studies, Water Science and Technology 14, 1564-1567.

STOWA, 1982

Slibontwatering, 3, Optimalisatie van slibontwatering met polyelectrolyt.

Struijs, J. D. van de Meent, J Stoltenkamp, 1991

Simpletreat: a spreadsheet-based box model tot predict the fate of xenobiotics in a municipal waste water treatment plant, RIVM report 670208002.

Suzuki, J., et.al., 1978

Effect of ozone treatment, upon biodegradability of water-soluble polymers, Environ.Sci.Technol. 12, 1180-1183.

SZW '95

Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid

Registratie van stoffen die de voortplanting kunnen schaden. B 215/ 654.5.01-juni 1995

Thomas, W.M., D.Wei Wang, 1985

Acrylamide polymers, p. 169-211. In Encyclopedia of Polymer Science and Engineering, vol.1, John Wiley and sons, New York.

Verschueren, K., 1983

Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, Van Nostrand Reinhold, New York.

WHO/IPCS, 1985

Environmental health criteria, 49, acrylamide, WHO, Geneva

W&M, 1991

Milieu-aspecten van kationische oppervlakte actieve stoffen als wasverzachters (aanvulling, Overleggroep deskundigen wasmiddelen-milieu).

BEREKENING VAN DE CONCENTRATIES P.E. IN HET INFLUENT

Voorbezinking

Bij dosering van p.e. in de voorbezinking komt de totale gedoseerde hoeveelheid in het influent terecht. Bij de berekeningen is uitgegaan van een dosering van 1 mg p.e./l in het influent. De concentratie in het effluent is handmatig berekend op basis de methodiek van het SIMPLETREAT model.

Sliblijn

Bij dosering van p.e. bij de slibindikking en de slibontwatering komt alleen het p.e. dat in het filtraat aanwezig is in het influent. De p.e.-concentratie in het influent kan worden berekend op basis van de p.e.-concentratie in het filtraat en het aandeel van de verschillende filtraatstromen in het influent. Het filtraat van de slibontwatering vormt ongeveer 1% van de influentvolumestroom. Het filtraat van de slibindikking vormt ongeveer 5% van de influentvolumestroom.

De concentratie in het filtraat van de slibindikking is af te lezen uit de adsorptie-isotherm in figuur 6 en 7 uit bijlage 3.

Uitgaande van een p.e.-gehalte aan het slib van 5 g p.e./kg d.s. is dit 0,7 mg/l.

In de praktijk wordt in het lekwater van de slibontwatering nog restactiviteit aangetoond van 20 mg p.e./l (STOWA, 1982). Op basis hiervan wordt bij dosering in de slibontwatering uitgegaan van een concentratie in het filtraat van 20 mg/l.

De concentratie p.e. in het influent is aldus bij dosering in:

- de slibindikking ($0,7 \text{ mg/l} * 5\% =$) 0,04 mg/l;
- de slibontwatering ($20 \text{ mg/l} * 1\% =$) 0,2 mg/l.

Voor de berekeningen in de sliblijn is uitgegaan van de "worst-case" situatie door 0,2 mg/l als uitgangspunt te kiezen.

De concentratie in het effluent is handmatig berekend op basis van de methodiek van het SIMPLETREAT model.

Nabezinking

Dosering van p.e. in de nabezinking vindt alleen bij regenwateraanvoer (RWA) plaats. Er mag daarom aangenomen worden dat het aangevoerde slib geen p.e. bevat. De gemiddeld toegepaste dosering is 1 g p.e./kg d.s. en de concentratie droge stof van de aanvoer bedraagt gemiddeld 4 g d.s./l. De gemiddeld toegepaste dosering is dan 4 mg p.e./l. Volgens de adsorptie-isotherm van bijlage 3 is evenwichtsconcentratie in de oplossing 0,05 mg/l. De hydrolyse is daarbij verwaarloosbaar.

Overzicht van de toxiciteit van verschillende p.e. uit de literatuur

Type	Activiteit	Stofnaam	Org.Groep	Soortnaam	Tijd in h	Conc. in mg/l	Crit.	Effect/Opmmerkingen	Referentie
ANIONISCHE P.E.									
anion	-30%	AA AE5	Kreeftacht.	Daphnia pulex	48	0.06	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
anion	-8%	AA AE1	Kreeftacht.	Daphnia pulex	48	0.09	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
anion	-20%	AA AE2	Kreeftacht.	Daphnia pulex	48	0.11	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
anion	-30%	AA AE4	Kreeftacht.	Daphnia pulex	48	0.39	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
anion	-30%	AA AE6	Kreeftacht.	Daphnia pulex	48	0.41-0.62	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
anion	-30%	AA AE3	Kreeftacht.	Daphnia pulex	48	0.66	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
anion		Dow AP-30	Kreeftacht.	Daphnia magna	96	17	LC50	static test	Biesinger, 1976
anion.	40%	a1	Kreeftacht.	Paratya australiensis	96	180	LC50	-	Leverancier a
anion.	50%	a1	Kreeftacht.	Crangon crangon	96	230	LC50	-	Leverancier a
anion.	korrel	a2	Kreeftacht.	Crangon crangon	96	280	LC50	-	Leverancier a
anion		Dow AP-30	Kreeftacht.	Daphnia magna	48	345	LC50	static test	Biesinger, 1976
anion.	40%	a3	Kreeftacht.	Crangon crangon	96	460	LC50	-	Leverancier a
anion.	50%	a4	Kreeftacht.	Paratya australiensis	96	490	LC50	-	Leverancier a
anion.	40%	a1	Kreeftacht.	Crangon sp.	96	720	LC50	-	Leverancier a
anion.	50%	a5	Kreeftacht.	Crangon crangon	96	790	LC50	-	Leverancier a
anion.	45%	a3	Kreeftacht.	Crangon crangon	96	>3333	LC50	-	Leverancier a
anion		d1	Planten	Gerst	-	>50	NOEC	spruit/wortelopbrengst	Leverancier d
anion.	gel	a6	Vissen	Salmo gairdneri	96	18	LC50	-	Leverancier a
anion	-30%	AA AE5	Vissen	Pimephales promelas	96	20.97	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
anion	-30%	AA AE4	Vissen	Pimephales promelas	96	28.42	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
anion.	40%	a1	Vissen	Armed bullhead	96	35	LC50	-	Leverancier a
anion	-30%	AA AE3	Vissen	Pimephales promelas	96	36	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
anion	-8%	AA AE1	Vissen	Pimephales promelas	96	37.23	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
anion	-20%	AA AE2	Vissen	Pimephales promelas	96	40.43	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
anion	-30%	AA AE6	Vissen	Pimephales promelas	96	55.11	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
anion.	korrel	a7	Vissen	Salmo gairdneri	96	115	LC50	-	Leverancier a
anion.	gel	a8	Vissen	Salmo gairdneri	96	130	LC50	-	Leverancier a
anion.	gel	a6	Vissen	Salmo gairdneri	96	421	LC50	-	Leverancier a
anion.	gel	a8	Vissen	Salmo gairdneri	96	740	LC50	-	Leverancier a
anion.	50%	a1	Vissen	Salmo gairdneri	96	811	LC50	-	Leverancier a
KATIONISCHE P.E.									
kation		d2	alg	-	-	<1	NOEC	(OECD 201)	
kation		d3	alg	-	-	>1	NOEC	(OECD 201)	
kation		poly-dimethyl-diallyl-ammonium chloride	alg	Selenastrum capricornutum		0.2	EC50	remming	Spraggs, 1982
kation		acrylamide copolymer	alg	Selenastrum capricornutum		2	EC50	remming	Spraggs, 1982
kation		e1	anaeroob slib		72	22	NOEC	TOC,CSB,gasvorming	Leverancier e
kation		e2	anaeroob slib		3	22-44	LOEC	-	Leverancier e
kation		e2	anaeroob slib		6	22-44	LOEC	75% eff.TOC/gasvorming	Leverancier e
kation		e1	anaeroob slib		72	44	LOEC	20% eff.TOC,CSB,gasvorm.	Leverancier e
kation		e1	anaeroob slib		48	44	LOEC	40% eff.TOC,CSB,gasvorm.	Leverancier e
kation		e2	anaeroob slib		24	44	NOEC	TOC,CSB,gasvorming	Leverancier e

Type	Activiteit	Stofnaam	Org.Groep	Soortnaam	Tijd in h	Conc. in mg/l	Crit.	Effect/Opmmerkingen	Referentie
kation		e3	anaeroob	slib	24-72	176	NOEC	TOC,CSB,gasvorming	Leverancier e
kation		d2	bacterie	-	-	0.9	EC50	MKH 913 mg/l(DEV l8)	Leverancier d
kation		d4	bacterie	-	-	0.9	EC50	MKH 913 mg/l(DEV l8)	Leverancier d
kation		d2	bacterie	-	-	0.9	EC50	MKH >5000 mg/l(DEV l8)	Leverancier d
kation		d5	bacterie	-	-	1.8	EC50	mhk=36.6 mg/l dev l8	Leverancier d
kation		d6	bacterie	Pseudomonas putida	24	15	EC50	dev l8	Leverancier d
kation		d3	bacterie	Protozoa	-	22	EC50	(ERLANGER ZILIENTEST)	Leverancier d
kation		d7	bacterie	-	-	235	EC50	MHK-1875 mg/l dev l8)	Leverancier d
kation		acrylamide copolymer	bacterie	Microtox	-	250	EC50	-	Spraggs, 1982
kation		poly-dimethyl-diallyl-ammonium chloride	bacterie	Microtox	-	7500	EC50	-	Spraggs, 1982
kation.	gel	a9	crustacea	Daphnia magna	48	0.06	EC0	-	Leverancier a
kation		Superfloc 330	Crustacea	Daphnia magna	21 d	0.1	NOEC	reproductie	Biesinger, 1976
kation		Superfloc 330	Crustacea	Daphnia magna	21 d	0.2	LOEC	reproductie	Biesinger, 1976
kation		Calgon M500	Crustacea	Daphnia magna	21 d	1	NOEC	reproductie	Biesinger, 1976
kation		Magnifloc 570 C	Crustacea	Daphnia magna	21 d	1	NOEC	reproductie	Biesinger, 1976
kation		Calgon M500	Crustacea	Daphnia magna	21 d	2	LOEC	reproductie	Biesinger, 1976
kation		Magnifloc 570 C	Crustacea	Daphnia magna	21 d	2	LOEC	reproductie	Biesinger, 1976
kation		Superfloc 330	Crustacea	Mysis relicta	14 d	<0.06	LC50	flowthrough	Biesinger, 1976
kation	45%	Metac CE3	crustacea	Daphnia pulex	48	0.06	LC50	-	Hall & Miranda 1991
kation	6%	Aetac CE7	crustacea	Daphnia pulex	48	0.06	LC50	-	Hall & Miranda 1991
kation	15.4% a	D poly(dimethyldiallylammonium)chloride	crustacea	Daphnia magna	48	0.08	LC50	-	Cary et al 1987
kation	45%	Metac CE4	crustacea	Daphnia pulex	48	0.08-0.12	LC50	-	Hall & Miranda 1991
kation	-	Polymer K	crustacea	Daphnia magna	48	0.09	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	75%	Metac CE5	crustacea	Daphnia pulex	48	0.1	LC50	-	Hall & Miranda 1991
kation	-	Polymer I	crustacea	Daphnia magna	48	0.13	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	10%	Aetac CE8	crustacea	Daphnia pulex	48	0.15	LC50	-	Hall & Miranda 1991
kation	100%	EPI/DMA CS2	crustacea	Daphnia pulex	48	0.16	LC50	-	Hall & Miranda 1991
kation	8.3% a	B poly(dimethylvinylpyridinium)chloride	crustacea	Daphnia magna	48	0.17	LC50	-	Cary et al 1987
kation	15.4% a	D poly(dimethyldiallylammonium)chloride	crustacea	Daphnia magna	48	0.17	LC50	-	Cary et al 1987
kation	2%	Aetac CE6	crustacea	Daphnia pulex	48	0.17	LC50	-	Hall & Miranda 1991
kation		Superfloc 330	Crustacea	Daphnia magna	7 d	<0.19	LC50	flowthrough	Biesinger, 1976
kation	25%	Metac CE2	crustacea	Daphnia pulex	48	0.19	LC50	-	Hall & Miranda 1991
kation	45%	Aetac CE11	crustacea	Daphnia pulex	48	0.19-1.1	LC50	-	Hall & Miranda 1991
kation	15.4% a	D poly(dimethyldiallylammonium)chloride	crustacea	Daphnia magna	48	0.2	LC50	-	Cary et al 1987
kation	25%	Aetac CE9	crustacea	Daphnia pulex	48	0.2	LC50	-	Hall & Miranda 1991
kation	45.7% a	A quaternized polyalkanolamine	crustacea	Daphnia magna	48	0.21	LC50	-	Cary et al 1987
kation	35%	Aetac CE10	crustacea	Daphnia pulex	48	0.21	LC50	-	Hall & Miranda 1991
kation	10%	Metac CE1	crustacea	Daphnia pulex	48	0.22	LC50	-	Hall & Miranda 1991
kation	-	Polymer F	crustacea	Daphnia magna	48	0.24	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	100%	EPI/DMA CS1	crustacea	Daphnia pulex	48	0.26	LC50	-	Hall & Miranda 1991
kation	45%	Metac CE4	crustacea	Daphnia pulex	48	0.26-0.04	LC50	-	Hall & Miranda 1991
kation		b1	crustacea	Daphnia magna	48	0.28	LC50	-	Leverancier b
kation		Superfloc 330	Crustacea	Limnocalanus macrurus	96	0.29	LC50	static	Biesinger, 1976

Type	Activiteit	Stofnaam	Org.Groep	Soortnaam	Tijd in h	Conc. in mg/l	Crit.	Effect/Opmmerkingen	Referentie
kation	-	Polymer G	crustacea	Daphnia magna	48	0.32	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	45%	Aetac CE12	crustacea	Daphnia pulex	48	0.32-0.63	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
kation	-	Superfloc 330	Crustacea	Daphnia magna	48	0.34	LC50	static	Biesinger, 1976
kation	-	Superfloc 330	Crustacea	Mysis relicta	96	0.5	LC50	static	Biesinger, 1976
kation	-	Polymer O	crustacea	Daphnia magna	48	0.5	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	45%	Aetac CE14	crustacea	Daphnia pulex	48	0.57	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
kation	-	Calgon M500	Crustacea	Daphnia magna	48	0.65	LC50	static	Biesinger, 1976
kation	-	Polymer H	crustacea	Daphnia magna	48	0.71	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer B	crustacea	Daphnia magna	48	0.77	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	100%	DAD/MAC CS3	crustacea	Daphnia pulex	48	0.77	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
kation	45%	Aetac CE13	crustacea	Daphnia pulex	48	0.98	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
kation	-	Superfloc 330	Crustacea	Daphnia magna	21 d	1.1	LC50	static	Biesinger, 1976
kation	-	Polymer E	crustacea	Daphnia magna	48	1.2	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer L	crustacea	Daphnia magna	48	1.84	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Magnifloc 570 C	Crustacea	Daphnia magna	21 d	1.85	LC50	static	Biesinger, 1976
kation	100%	DAD/MAC CS4	crustacea	Daphnia pulex	48	2	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
kation	-	Calgon M500	Crustacea	Limnocalanus macrurus	96	2	LC50	static	Biesinger, 1976
kation	-	Magnifloc 521C	Crustacea	Daphnia magna	96	2.1	LC50	static	Biesinger, 1976
kation	-	Calgon M500	Crustacea	Daphnia magna	21 d	2.85	LC50	static	Biesinger, 1976
kation	-	Magnifloc 521C	Crustacea	Daphnia magna	48	3.7	LC50	static	Biesinger, 1976
kation	-	Calgon M500	Crustacea	Mysis relicta	96	>4	LC50	static	Biesinger, 1976
kation.	korrel	a10	crustacea	Daphnia magna	48	4.6	EC50	-	Leverancier a
kation	-	Gendriv 162	Crustacea	Daphnia magna	96	<6.2	LC50	static	Biesinger, 1976
kation	-	Polymer J	crustacea	Daphnia magna	48	6.78	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer G	crustacea	Gammarus pseudolimnaeus	96	8.1	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	75%	MF CS5	crustacea	Daphnia pulex	48	12.13	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
kation	-	Polymer O	crustacea	Gammarus pseudolimnaeus	96	12.5	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer M	crustacea	Daphnia magna	48	12.59	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer M	crustacea	Gammarus pseudolimnaeus	96	21	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer E	crustacea	Gammarus pseudolimnaeus	96	22.8	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer B	crustacea	Gammarus pseudolimnaeus	96	31.6	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer L	crustacea	Gammarus pseudolimnaeus	96	33.4	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	70%	Mannich CS7	crustacea	Daphnia pulex	48	41.58	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
kation	-	Gendriv 162	Crustacea	Daphnia magna	48	42	LC50	static	Biesinger, 1976
kation	70%	Mannich CS8	crustacea	Daphnia pulex	48	45.96	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
kation	70%	Mannich CS10	crustacea	Daphnia pulex	48	46.24	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
kation	70%	Mannich CS6	crustacea	Daphnia pulex	48	51.71	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
kation	-	d7	crustacea	Daphnia	-	70	EC50	(OECD 202)	Leverancier d
kation	-	d3	crustacea	Daphnia	-	70	EC50	(OECD 201)	Leverancier d
kation	-	d2	crustacea	Daphnia	-	70	EC50	(OECD 202)	Leverancier d
kation	-	d4	crustacea	Daphnia	-	ca 70	LC50	(OECD 202)	Leverancier d
kation	70%	Mannich CS9	crustacea	Daphnia pulex	48	70.08	LC50	-	Hall & Mirenda 1991
kation	-	Polymer N	crustacea	Daphnia magna	48	70.71	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer N	crustacea	Gammarus pseudolimnaeus	96	85.2	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer A	crustacea	Daphnia magna	48	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986

Type	Activiteit	Stofnaam	Org.Groep	Soortnaam	Tijd	Conc.	Crit.	Effect/Opmmerkingen	Referentie
					in h	in mg/l			
kation	-	Polymer H	crustacea	Gammarus pseudolimnaeus	96	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer I	crustacea	Gammarus pseudolimnaeus	96	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer D	crustacea	Daphnia magna	48	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer C	crustacea	Daphnia magna	48	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer F	crustacea	Gammarus pseudolimnaeus	96	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer K	crustacea	Gammarus pseudolimnaeus	96	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer D	crustacea	Gammarus pseudolimnaeus	96	102.9	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation. korrel	-	a11	crustacea	Daphnia magna	48	110	EC50	-	Leverancier a
kation	-	Polymer J	crustacea	Gammarus pseudolimnaeus	96	112.25	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	a14	crustacea	Crangon crangon	96	190	LC50	-	Leverancier a
kation. 50%	-	a15	crustacea	Crangon crangon	96	190	LC50	-	Leverancier a
kation. gel	-	a12	crustacea	Daphnia magna	48	200	EC50	-	Leverancier a
kation. gel	-	a13	crustacea	Daphnia magna	48	450	EC50	-	Leverancier a
kation. gel	-	a9	crustacea	Daphnia magna	48	1000	EC100	-	Leverancier a
kation	-	Polymer G	insekt	Paratanytarsus	48	<6.25	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer E	insekt	Paratanytarsus	48	26.9	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer F	insekt	Paratanytarsus	48	50	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer B	insekt	Paratanytarsus	48	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer M	insekt	Paratanytarsus	48	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer D	insekt	Paratanytarsus	48	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer H	insekt	Paratanytarsus	48	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	Polymer I	insekt	Paratanytarsus	48	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
kation		d8	planten	Gerst	-	>50	NOEC	spruit/wortelopbrengst	Leverancier d
kation		Zetag 74	vis	Salmo gairdneri	-	0.54	LOEC		Criddle, 1990
kation. korrel		a11	vis	Leuciscus idus	48	1	LC0		Leverancier a
kation		d9	vis	-	-	-	-	CSB5=240/CSB=1160 mg/l	Leverancier d
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	vis	Lepomis macrochirus	96	0.06	LC50	-	Cary et al 1987
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	vis	Lepomis macrochirus	96	0.082	LC50	-	Cary et al 1987
kation	45.7% a	quaternized polyalkanolamine:A	vis	Pimephales promelas	96	0.16	LC50	-	Cary et al 1987
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	vis	Lepomis macrochirus	96	0.17	LC50	-	Cary et al 1987
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	vis	Lepomis macrochirus	96	0.18	LC50	-	Cary et al 1987
kation	45.7% a	quaternized polyalkanolamine:A	vis	Pimephales promelas	96	0.18	LC50	-	Cary et al 1987
kation		Purifloc C31	vis	Salmo gairdneri	96	0.185	LC50		Manual of acute tox
kation		poly-dimethyl-diallyl-ammonium chloride	vis	Salmo gairdneri		0.2	EC50	ontwikkgedrag	Spraggs, 1982
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	vis	Lepomis macrochirus	96	0.22	LC50	-	Cary et al 1987
kation	15.4% a	poly(dimethyldiallylammonium)chloride:D	vis	Pimephales promelas	96	0.25	LC50	-	Cary et al 1987
kation		b1	vis	Salmo gairdneri	96	0.3	LC50		Leverancier b
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	vis	Lepomis macrochirus	96	0.3	LC50	-	Cary et al 1987
kation	15.4% a	poly(dimethyldiallylammonium)chloride:D	vis	Pimephales promelas	96	0.3	LC50	-	Cary et al 1987
kation		Superfloc 330	vis	Salvelinus namaycush	11 d	0.31	LC50	flowthrough	Biesinger, 1976
kation	45.7% a	quaternized polyalkanolamine:A	vis	Lepomis macrochirus	96	0.32	LC50	-	Cary et al 1987
kation		Superfloc 330	vis	Salmo gairdneri	14 d	0.34	LC50	flowthrough	Biesinger, 1976

Type	Activiteit	Stofnaam	Org.Groep	Soortnaam	Tijd in h	Conc. in mg/l	Crit.	Effect/Opmmerkingen	Referentie
kation	-	Purifloc C31	vis	Chinook salmon	96	0.357 LC50	-	-	Manual of acute tox
kation	-	Polymer B2	vis	Salmo gairdneri	72	0.384 LC50	-	flowthrough	Goodrich, et al, 1991
kation	-	Polymer B2	vis	Salmo gairdneri	96	0.384 LC50	-	flowthrough	Goodrich, et al, 1991
kation	-	acrylamide copolymer	vis	Salmo gairdneri		0.4 EC50	-	ontwijkgedrag	Spraggs, 1982
kation	75%	Metac CE5	vis	Pimephales promelas	96	0.4 LC50	-	-	Hall & Miranda 1991
kation	-	Polymer B2	vis	Salmo gairdneri	48	0.406 LC50	-	flowthrough	Goodrich, et al, 1991
kation	-	poly-dimethyl-diallyl-ammonium chloride	vis	Salmo gairdneri		0.43 LC50	-	-	Spraggs, 1982
kation	-	Purifloc C31	vis	Salmo gairdneri	96	0.446 LC50	-	-	Manual of acute tox
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	vis	Lepomis macrochirus	96	0.45 LC50	-	-	Cary et al 1987
kation	15.4% a	poly(dimethyldiallylammonium)chloride:D	vis	Pimephales promelas	96	0.46 LC50	-	-	Cary et al 1987
kation	-	Purifloc C31	vis	Pimephales promelas	96	0.49 LC50	-	-	Manual of acute tox
kation	45.7% a	quaternized polyalkanolamine:A	vis	Lepomis macrochirus	96	0.5 LC50	-	-	Cary et al 1987
kation	45.7% a	quaternized polyalkanolamine:A	vis	Lepomis macrochirus	96	0.5 LC50	-	-	Cary et al 1987
kation	45%	Metac CE4	vis	Pimephales promelas	96	0.52-0.78 LC50	-	-	Hall & Miranda 1991
kation	-	Purifloc C31	vis	Pimephales promelas	96	0.56 LC50	-	-	Manual of acute tox
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	vis	Lepomis macrochirus	96	0.58 LC50	-	-	Cary et al 1987
kation	45%	Metac CE4	vis	Pimephales promelas	96	0.58-0.34 LC50	-	-	Hall & Miranda 1991
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	vis	Ictalurus punctatus	96	0.59 LC50	-	-	Cary et al 1987
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	vis	Ictalurus punctatus	96	0.63 LC50	-	-	Cary et al 1987
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	vis	Lepomis macrochirus	96	0.64 LC50	-	-	Cary et al 1987
kation	-	Polymer B2	vis	Salmo gairdneri	96	0.661 LC50	-	Static	Goodrich, et al, 1991
kation	-	Polymer B2	vis	Salmo gairdneri	72	0.661 LC50	-	Static	Goodrich, et al, 1991
kation	-	Polymer B2	vis	Salmo gairdneri	48	0.675 LC50	-	Static	Goodrich, et al, 1991
kation	100%	EPI/DMA CS2	vis	Pimephales promelas	96	0.68 LC50	-	-	Hall & Miranda 1991
kation	-	Purifloc C31	vis	Ictalurus punctatus	96	0.68 LC50	-	-	Manual of acute tox
kation	-	b1	vis	Lepomis macrochirus	96	0.7 LC50	-	-	Leverancier b
kation	-	Polymer B2	vis	Salmo gairdneri	24	0.705 LC50	-	Static	Goodrich, et al, 1991
kation	100%	DAD/MAC CS3	vis	Pimephales promelas	96	0.74 LC50	-	-	Hall & Miranda 1991
kation	-	d2	vis	Leuciscus idus melanotus	96	0.75-5.5 LC50	-	(OECD 203)	Leverancier d
kation	-	d2	vis	Zebrabarbling	96	0.75-5.5 LC50	-	(OECD 203)	Leverancier d
kation	-	acrylamide copolymer	vis	Salmo gairdneri		0.8 LC50	-	-	Spraggs, 1982
kation	45%	Aetac CE14	vis	Pimephales promelas	96	0.81 LC50	-	-	Hall & Miranda 1991
kation	100%	EPI/DMA CS1	vis	Pimephales promelas	96	0.86 LC50	-	-	Hall & Miranda 1991
kation	-	Polymer E	vis	Pimephales promelas	96	0.88 LC50	-	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	100%	DAD/MAC CS4	vis	Pimephales promelas	96	0.88 LC50	-	-	Hall & Miranda 1991
kation	45%	Metac CE4	vis	Pimephales promelas	96	0.93 LC50	-	-	Hall & Miranda 1991
kation	-	Polymer G	vis	Pimephales promelas	96	1 LC50	-	-	Biesinger & Stokes 1986
kation	-	d3	vis	Leuciscus idus melanotus	96	ca 1 LC50	-	(OECD 203)	Leverancier d
kation	-	d4	vis	Zebrabarbling	96	ca 1 LC50	-	-	Leverancier d
kation	-	d3	vis	Zebrabarbling	96	ca 1 LC50	-	(OECD 203)	Leverancier d
kation	-	d4	vis	Leuciscus idus melanotus	96	ca 1 LC50	-	-	Leverancier d
kation	korrel	a10	vis	Ictalurus punctatus	96	1-10 LC50	-	-	Leverancier a
kation	-	a16	vis	vis	-	1-100 LC50	-	-	Leverancier a
kation	-	a17	vis	vis	-	1-100 LC50	-	-	Leverancier a
kation	70%	Mannich CS8	vis	Pimephales promelas	96	1.04 LC50	-	-	Hall & Miranda 1991

Type	Activiteit	Stofnaam	Org.Groep	Soortnaam	Tijd	Conc.	Crit.	Effect/Opmerkingen	Referentie
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	vis	Lepomis macrochirus	96	1.05 LC50	-	Cary et al 1987	
kation	35%	Aetac CE10	vis	Pimephales promelas	96	1.05 LC50	-	Hall & Miranda 1991	
kation	-	Polymer O	vis	Pimephales promelas	96	1.05 LC50	-	Biesinger & Stokes 1986	
kation	-	a10	vis	Leuciscus idus	48	1.1 LC50	-	Leverancier a	
kation	korrel	Magnifloc 521c	vis	Salmo gairdneri	14 d	1.1 LC50	through	Biesinger, 1976	
kation	45%	Aetac CE13	vis	Pimephales promelas	96	1.17 LC50	-	Hall & Miranda 1991	
kation	70%	Mannich CS10	vis	Pimephales promelas	96	1.19 LC50	-	Hall & Miranda 1991	
kation	45%	Purifloc C31	vis	Lepomis macrochirus	96	1.24 LC50	-	Manual of acute tox	
kation	45%	Aetac CE11	vis	Pimephales promelas	96	1.3 LC50	-	Hall & Miranda 1991	
kation	70%	Mannich CS9	vis	Pimephales promelas	96	1.36 LC50	-	Hall & Miranda 1991	
kation	gel	a9	vis	Leuciscus idus	48	1.4 LC50	-	Leverancier a	
kation	45%	Metac CE3	vis	Pimephales promelas	96	1.41 LC50	-	Hall & Miranda 1991	
kation	25%	Metac CE2	vis	Pimephales promelas	96	1.41 LC50	-	Hall & Miranda 1991	
kation	25%	Aetac CE9	vis	Pimephales promelas	96	1.45 LC50	-	Hall & Miranda 1991	
kation	70%	Purifloc C31	vis	Lepomis macrochirus	96	1.47 LC50	-	Manual of acute tox	
kation	70%	Mannich CS7	vis	Pimephales promelas	96	1.48 LC50	-	Hall & Miranda 1991	
kation	d7	Superfloc 330	vis	Salmo gairdneri	96	2.12 LC50	static	Biesinger, 1976	
kation	-	Polymer H	vis	Pimephales promelas	96	2.18 LC50	-	Biesinger & Stokes 1986	
kation	-	Polymer N	vis	Pimephales promelas	96	2.46 LC50	-	Biesinger & Stokes 1986	
kation	korrel	Aetac CE12	vis	Salmo gairdneri	96	2.8 LC50	-	Leverancier a	
kation	45%	Aetac CE12	vis	Pimephales promelas	96	2.81 LC50	-	Hall & Miranda 1991	
kation	-	Superfloc 330	vis	Salvelinus namaycush	96	2.85 LC50	static	Biesinger, 1976	
kation	-	Polymer F	vis	Pimephales promelas	96	2.87 LC50	-	Biesinger & Stokes 1986	
kation	70%	Mannich CS6	vis	Pimephales promelas	96	3.29 LC50	-	Hall & Miranda 1991	
kation	-	Polymer I	vis	Pimephales promelas	96	3.76 LC50	-	Biesinger & Stokes 1986	
kation	10%	Metac CE1	vis	Pimephales promelas	96	4.7 LC50	-	Hall & Miranda 1991	
kation	10%	Aetac CE8	vis	Pimephales promelas	96	4.49-3.29 LC50	-	Hall & Miranda 1991	
kation	gel	d7	vis	Leuciscus idus melanotus	96	5.4 LC50	-	Leverancier a	
kation	-	Calgon M500	vis	Salvelinus namaycush	96	5.7 LC50	static	Biesinger, 1976	
kation	-	Polymer L	vis	Pimephales promelas	96	5.7 LC50	-	Biesinger & Stokes 1986	
kation	-	Calgon M500	vis	Salmo gairdneri	96	6.15 LC50	static	Biesinger, 1976	
kation	-	Polymer K	vis	Pimephales promelas	96	6.82 LC50	-	Biesinger & Stokes 1986	
kation	-	Magnifloc 521c	vis	Salmo gairdneri	96	8.7 LC50	static	Biesinger, 1976	
kation	-	Polymer J	vis	Pimephales promelas	96	9.47 LC50	-	Biesinger & Stokes 1986	
kation	gel	a12	vis	Ictalurus punctatus	96	10-100 LC50	-	Leverancier a	
kation	2%	Aetac CE6	vis	Pimephales promelas	96	11.6 LC50	-	Hall & Miranda 1991	
kation	6%	Aetac CE7	vis	Pimephales promelas	96	13.49 LC50	-	Hall & Miranda 1991	
kation	-	Polymer B	vis	Pimephales promelas	96	>100 LC50	-	Biesinger & Stokes 1986	
kation	-	Polymer C	vis	Pimephales promelas	96	>100 LC50	-	Biesinger & Stokes 1986	
kation	-	Polymer A	vis	Pimephales promelas	96	>100 LC50	-	Biesinger & Stokes 1986	
kation	75%	MF CS5	vis	Pimephales promelas	96	>170 LC50	-	Hall & Miranda 1991	

in h in mg/l

Type	Activiteit	Stofnaam	Org.Groep	Soortnaam	Tijd in h	Conc. in mg/l	Crit.	Effect/Opmmerkingen	Referentie
kation	50%	Gendriv 162	vis	Salmo gairdneri	96	218	LC50	-	Biesinger, 1976
kation.	gel	a19	vis	Salmo gairdneri	96	226	LC50	-	Leverancier a
kation.	korrel	a13	vis	Leuciscus idus	48	280	LC50	-	Leverancier a
kation.	korrel	a13	vis	Ictalurus punctatus	96	>1000	LC50	-	Leverancier a
kation.	korrel	Purifloc C31	vis	Salmo gairdneri	36	1	LC100	stilstaand water	Biesinger, 1976
kation.	korrel	a11	vis	Leuciscus idus	48	20	LC100	-	Leverancier a
kation		Zetag 74	vis	Salmo gairdneri	130min	54	LC100	130 min. overleven	Criddle, 1990
KATIONISCHE P.E. MET TOEVOEGING VAN ORGANISCHE STOFFEN									
kation	15.4% a	poly(dimethylallylammonium)chloride:D	Crustacea	Daphnia magna	48	0.14	LC50	+ 50 mg/l silica	Cary, 1987
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	Crustacea	Daphnia magna	48	0.24	LC50	+ 50 mg/l kaoline	Cary, 1987
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	Crustacea	Daphnia magna	48	0.26	LC50	+ 50 mg/l silica	Cary, 1987
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	Crustacea	Daphnia magna	48	0.37	LC50	+ 50 mg/l silica	Cary, 1987
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	Crustacea	Daphnia magna	48	0.91	LC50	+ 50 mg/l kaoline	Cary, 1987
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	Crustacea	Daphnia magna	48	1	LC50	+ 50 mg/l illiet	Cary, 1987
kation	15.4% a	poly(dimethylallylammonium)chloride:D	Crustacea	Daphnia magna	48	1.1	LC50	+ 50 mg/l kaoline	Cary, 1987
kation	15.4% a	poly(dimethylallylammonium)chloride:D	Crustacea	Daphnia magna	48	1.2	LC50	+ 50 mg/l fulvic acid	Cary, 1987
kation	15.4% a	poly(dimethylallylammonium)chloride:D	Crustacea	Daphnia magna	48	2.2	LC50	+ 50 mg/l illiet	Cary, 1987
kation	15.4% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	Crustacea	Daphnia magna	48	3.6	LC50	+ 50 mg/l illiet	Cary, 1987
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	Crustacea	Daphnia magna	48	4.3	LC50	+ 50 mg/l fulvic acid	Cary, 1987
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	Crustacea	Daphnia magna	48	5.9	LC50	+ 50 mg/l lignosiet	Cary, 1987
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	Crustacea	Daphnia magna	48	7.1	LC50	+ 50 mg/l bentoniet	Cary, 1987
kation	15.4% a	poly(dimethylallylammonium)chloride:D	Crustacea	Daphnia magna	48	7.1	LC50	+ 50 mg/l humuszuur	Cary, 1987
kation	15.4% a	poly(dimethylallylammonium)chloride:D	Crustacea	Daphnia magna	48	7.4	LC50	+ 50 mg/l humuszuur	Cary, 1987
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	Crustacea	Daphnia magna	48	7.9	LC50	+ 50 mg/l lignosiet	Cary, 1987
kation	15.4% a	poly(dimethylallylammonium)chloride:D	Crustacea	Daphnia magna	48	>8.3	LC50	+ 50 mg/l bentoniet	Cary, 1987
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	Crustacea	Daphnia magna	48	>8.3	LC50	+ 50 mg/l tannic acid	Cary, 1987
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	Crustacea	Daphnia magna	48	>8.3	LC50	+ 50 mg/l lignosiet	Cary, 1987
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	Crustacea	Daphnia magna	48	>8.3	LC50	+ 50 mg/l lignine	Cary, 1987
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	Crustacea	Daphnia magna	48	10.5	LC50	+ 50 mg/l humuszuur	Cary, 1987
kation	15.4% a	poly(dimethylallylammonium)chloride:D	Crustacea	Daphnia magna	48	11.9	LC50	+ 50 mg/l tannic acid	Cary, 1987
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	Crustacea	Daphnia magna	48	14.6	LC50	+ 50 mg/l fulvic acid	Cary, 1987
kation	15.4% a	poly(dimethylallylammonium)chloride:D	Crustacea	Daphnia magna	48	>15.4	LC50	+ 50 mg/l lignine	Cary, 1987
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	Crustacea	Daphnia magna	48	17.4	LC50	+ 50 mg/l tannic acid	Cary, 1987
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	Crustacea	Daphnia magna	48	20.1	LC50	+ 50 mg/l bentoniet	Cary, 1987
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	Crustacea	Daphnia magna	48	28.8	LC50	+ 50 mg/l lignine	Cary, 1987
kation		Purifloc C31	vis	Salmo gairdneri	72	30	NOEC	+ 33 mg/l vaste stof	Biesinger, 1976
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	vis	Lepomis macrochirus	96	0.26	LC50	+ 50 mg/l kaoline	Cary, 1987
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	vis	Lepomis macrochirus	96	0.27	LC50	+ 50 mg/l illiet	Cary, 1987
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	vis	Lepomis macrochirus	96	0.28	LC50	+ 50 mg/l silica	Cary, 1987
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	vis	Lepomis macrochirus	96	0.35	LC50	+ 50 mg/l silica	Cary, 1987
kation	15.4% a	poly(dimethylallylammonium)chloride:D	vis	Lepomis macrochirus	96	0.39	LC50	+ 50 mg/l silica	Cary, 1987
kation	15.4% a	poly(dimethylallylammonium)chloride:D	vis	Lepomis macrochirus	96	0.4	LC50	+ 50 mg/l kaoline	Cary, 1987
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	vis	Lepomis macrochirus	96	0.41	LC50	+ 50 mg/l kaoline	Cary, 1987

Type	Activiteit	Stofnaam	Org.Groep	Soortnaam	Tijd in h	Conc. in mg/l	Crit.	Effect/Opmmerkingen	Referentie
kation	15.4% a	poly(dimethyldiallylammonium)chloride:D	Vis	Lepomis macrochirus	96	0.55	LC50	+ 50 mg/l illiet	Cary, 1987
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	Vis	Lepomis macrochirus	96	1.1	LC50	+ 50 mg/l illiet	Cary, 1987
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	Vis	Lepomis macrochirus	96	2.2	LC50	+ 50 mg/l fulvic acid	Cary, 1987
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	Vis	Lepomis macrochirus	96	2.9	LC50	+ 50 mg/l lignosiet	Cary, 1987
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	Vis	Lepomis macrochirus	96	3.2	LC50	+ 50 mg/l lignine	Cary, 1987
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	Vis	Lepomis macrochirus	96	3.3	LC50	+ 50 mg/l fulvic acid	Cary, 1987
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	Vis	Lepomis macrochirus	96	3.5	LC50	+ 50 mg/l lignosiet	Cary, 1987
kation	15.4% a	poly(dimethyldiallylammonium)chloride:D	Vis	Lepomis macrochirus	96	3.7	LC50	+ 50 mg/l lignine	Cary, 1987
kation	15.4% a	poly(dimethyldiallylammonium)chloride:D	Vis	Lepomis macrochirus	96	3.7	LC50	+ 50 mg/l lignosiet	Cary, 1987
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	Vis	Lepomis macrochirus	96	3.8	LC50	+ 50 mg/l lignine	Cary, 1987
kation	15.4% a	poly(dimethyldiallylammonium)chloride:D	Vis	Lepomis macrochirus	96	4.2	LC50	● 50 mg/l fulvic acid	Cary, 1987
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	Vis	Lepomis macrochirus	96	4.6	LC50	+ 50 mg/l tannic acid	Cary, 1987
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	Vis	Lepomis macrochirus	96	6.2	LC50	+ 50 mg/l humuszuur	Cary, 1987
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	Vis	Lepomis macrochirus	96	6.2	LC50	+ 50 mg/l tannic acid	Cary, 1987
kation	8.3% a	poly(dimethylvinylpyridinium)chloride:B	Vis	Lepomis macrochirus	96	6.2	LC50	+ 50 mg/l bentoniet	Cary, 1987
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	Vis	Lepomis macrochirus	96	6.4	LC50	+ 50 mg/l humuszuur	Cary, 1987
kation	15.4% a	poly(dimethyldiallylammonium)chloride:D	Vis	Lepomis macrochirus	96	6.5	LC50	+ 50 mg/l bentoniet	Cary, 1987
kation	15.4% a	poly(dimethyldiallylammonium)chloride:D	Vis	Lepomis macrochirus	96	6.5	LC50	+ 50 mg/l humuszuur	Cary, 1987
kation	15.4% a	poly(dimethyldiallylammonium)chloride:D	Vis	Lepomis macrochirus	96	6.5	LC50	+ 50 mg/l tannic acid	Cary, 1987
kation	45.7% a	quaternaire polyalkanolamine:A	Vis	Lepomis macrochirus	96	7.3	LC50	+ 50 mg/l bentoniet	Cary, 1987
kation		b1	vis	Salmo gairdneri	96	42	LC50	met humic acid	Leverancier b
NONIONISCHE P.E.									
nonion	15%	a22	crustacea	Daphnia magna	96	>1000	NOEC	immobiliteit	Leverancier a
nonion	0%	PA NE1	crustacea	Daphnia pulex	48	0.08	LC50	-	Hall & Miranda 1991
nonion	-4%	PA NE2	crustacea	Daphnia pulex	48	0.15	LC50	-	Hall & Miranda 1991
nonion	25%	a20	crustacea	Daphnia magna	48	15.3	EC50	-	Leverancier a
nonion		Magnifloc 905N	crustacea	Daphnia magna	96	16.5	LC50	-	Biesinger, 1976
nonion		Magnifloc 905N	crustacea	Daphnia magna	48	>50	LC50	static	Biesinger, 1976
nonion	50%	a21	crustacea	Crangon crangon	96	53	LC50	-	Leverancier a
nonion	15%	a22	vis	Brachydanio rerio	96	>1000	NOEC	sterfte	Leverancier a
nonion	25%	a20	vis	Salmo gairdneri	96	7.97	LC50	-	Leverancier a
nonion		Magnifloc 905N	vis	Salmo gairdneri	96	>8	LC50	static	Biesinger, 1976
nonion	-4%	PA NE2	vis	Pimephales promelas	96	63.63	LC50	-	Hall & Miranda 1991
nonion	0%	PA NE1	vis	Pimephales promelas	96	63.63	LC50	-	Hall & Miranda 1991
nonion+anion		a16	vis	vis	-	500	LC50	-	Leverancier a
nonion	gel	a23	vis	Salmo gairdneri	96	3500	LC50	-	Leverancier a
MONOMEER ACRYLAMIDE									
monomeer		acrylamide	alg	Selenastrum capricornutum	72		EC50	remming	Spraggs, 1982
monomeer		acrylamide	bacterie	Microtox	13500		EC50		Spraggs, 1982
monomeer		acrylamide	vis	-	9 d	56	LOEC	voedselgedrag	Criddle, 1990
monomeer		acrylamide	vis	Salmo gairdneri	8		LC50		Spraggs, 1982

Type	Activiteit	Stofnaam	Org.Groep	Soortnaam	Tijd in h	Conc. in mg/l	Crit.	Effect/opmerkingen	Referentie
monomeer	acrylamide		vis	Salmo gairdneri	140	EC50	EC50	ontwijkgedrag	Spraggs, 1982
monomeer	DMDAAC monomeer		alg	Selenastrum capricornutum	220	EC50	EC50	remming	Spraggs, 1982
monomeer	DMDAAC monomeer		bacterie	Microtox	22500	EC50	EC50		Spraggs, 1982
monomeer	DMDAAC monomeer		vis	Salmo gairdneri	>4	LC50	LC50		Spraggs, 1982
monomeer	DMDAAC monomeer		vis	Salmo gairdneri	900	EC50	EC50	ontwijkgedrag	Spraggs, 1982

ADSORPTIE EN HYDROLYSE VAN P.E.

Het adsorptiegedrag van p.e. in de waterlijn is doorgerekend met het model SIMPLETREAT. In het model wordt uitgegaan van een lineaire relatie tussen de geadsorbeerde en opgeloste fractie volgens:

$$K_p = X_s / C_w \text{ [l/kg]}$$

Het adsorptiegedrag wordt in de praktijk beter beschreven met de Langmuir isotherm:

$$q_e = bQC_w / (1 + bC_w)$$

Het begin van de Langmuir isotherm kan worden gelineariseerd. Linearisatie bij $q_e \ll Q_c$ levert:

$$q_e = bQ \cdot C = X_s / 1.000 = K_p \cdot C_w / 1.000$$

Door Gehr (1982) zijn voor drie verschillende kationische p.e. de Langmuir isothermen afgeleid (figuur 6). Met de uit deze isothermen afgeleide b en Q kan een gemiddelde K_p worden afgeleid van 18.700 l/kg. Uit figuur 6 blijkt dat tot 1/10 van de maximale adsorptiecapaciteit deze lijn wordt gevolgd. Hierboven wordt in steeds sterkere mate een onderschatting van de concentratie in de waterfase gemaakt. Uit figuur 6 kan worden afgeleid dat pas op 1/3 van de adsorptiecapaciteit de isotherm substantieel gaat afwijken. Regressie van de data tot 1/3 van de adsorptie levert een constante van 13,65 met een hoge regressiecoëfficiënt ($R^2 = 0,975$). Tot 1/3 van de maximale adsorptiecapaciteit kan dus van een rechtlijnige relatie uitgegaan worden met een K_p van 13.650 l/kg. De door Gehr gevonden maximale adsorptiecapaciteit was gemiddeld 7 mg p.e./g d.s., waardoor van een rechtlijnige relatie kan worden uitgegaan tot 2,3 mg p.e./g d.s.

Uit de experimenten van Schumann (1991) kan een K_p van 12.250 l/kg worden berekend.

Berekening van de adsorptie

In figuur 6 en 7 staat een empirisch verband weergegeven tussen de evenwichtsconcentratie in water en een bepaalde beladingsgraad van het slib. Hieruit blijkt dat K_p bij hogere beladingsgraad afneemt. Omdat het verband niet lineair is, is deze empirische lijn vooral bij hogere beladingsgraad te verkiezen boven een constante K_p . Op de lijn kan een punt worden gezocht waarbij geldt dat de fractie geadsorbeerd (f) een beladingsgraad geeft die correspondeert met de restfractie ($1-f$) in de oplossing. De beladingsgraad wordt berekend over de hoeveelheid p.e. per inwonerequivalent (i.e.) en de hoeveelheid slib per i.e.. Per i.e. bedraagt de hoeveelheid afvalwater 150 l/dag, de hoeveelheden primair en secundair slib bedragen 40 respectievelijk 13 g d.s./dag. Voor de voorbezinking geldt bijvoorbeeld:

$$\frac{f_i \cdot 150 \cdot C_i}{40} = K_p \cdot (1-f_i) \cdot C_i$$

Bij een installatie met voorbezinking verloopt de adsorptie in twee stappen. Bij de hoogste dosering die leidt tot 1 mg p.e./l in het influent, verdeelt 150 mg p.e./i.e. zich over water en 40 g d.s. primair slib per i.e. in de voorbezinking. Uit de grafiek blijkt dat hierbij ongeveer 75% aan het slib wordt gebonden (f_1). De opgeloste fractie (25%) komt in de aëratietank en verdeelt zich over water en 13 g d.s. secundair slib/i.e. dag.

Bij $T = 32$ uur wordt in het secundair slib 60% gebonden (f_2).

Indien de aëratietijd korter is, wordt tevens meer secundair slib gevormd. Uitgaande van 20 g d.s. secundair slib/i.e. dag bij $T = 10$ h, wordt in het secundair slib 70% gebonden (f_2).

Bij een dosering in de sliblijn waarbij 0,2 mg p.e. in het effluent terecht komt, zijn de adsorptiepercentages anders. In de voorbezinking wordt 83% gebonden (f_1) en in laag- of hoogbelast secundair slib wordt ca. 50% respectievelijk 60% gebonden (f_2).

De restconcentratie in oplossing is gedurende de vloeistofverblijftijd in de aëratietank onderhevig aan hydrolyse.

Berekening van de hydrolyse

Volgens opgave van de fabrikant zijn de kationische polyelectrolyten op basis van polyacrylamide- en polyacrylaatcopolymeer zeer gevoelig voor hydrolyse. Bij neutrale pH en temperatuur van 20°C , zou de halfwaardetijd circa 8 uur bedragen (Nadere gegevens Maroni SNF)

De eerste-orde-hydrolysesnelheidsconstante volgt uit:

$$\ln 2 = K_h \cdot 8$$

$$K_h = 0.086/\text{h}$$

In een volledig homogeen gemengd systeem is de afname door hydrolyse een functie van de evenwichtsconcentratie in de reactor, die tevens gelijk is aan de effluentconcentratie (C_e).

$$-dC/dt = K_h \cdot C_e$$

Uit een massabalans over de reactor met volume V en doorstroomdebiet Q volgt:

$$Q \cdot C_i = Q \cdot C_e + K_h \cdot V \cdot C_e$$

$$C_i/C_e = 1 + K_h \cdot T$$

Waarbij T de gemiddelde hydraulische verblijftijd ($T = V/Q$) is.

De beschrijving van een RWZI volgens een volledig homogeen gemengd systeem is in dit opzicht een "worst-case" benadering. Indien het systeem wordt opgevat als een volledige propstroomreactor is de omzetting bij een eerste orde verlopende reactie vollediger. De omzetting volgt dan uit:

$$\frac{C_i}{C_e} = e^{K_h \cdot T}$$

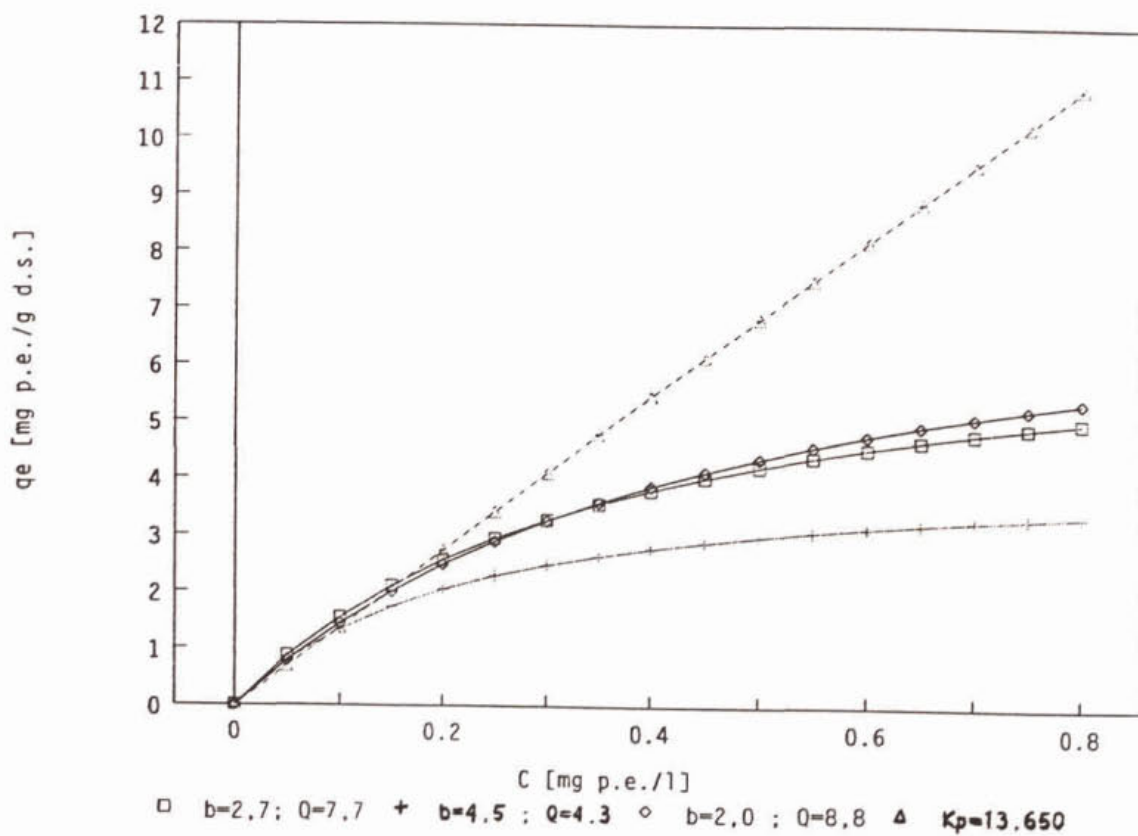
De werkelijke omzetting in een RWZI is het best te benaderen als het gemiddelde tussen de omzetting die in een homogeen gemengd systeem optreedt en die in een propstroomreactor optreedt.

Bij een verblijftijd (T) van 32 uur, zoals in de default instelling van Simple Treat, wordt de afbraak door hydrolyse in een homogene menger 73% en in een propstroom 94%.

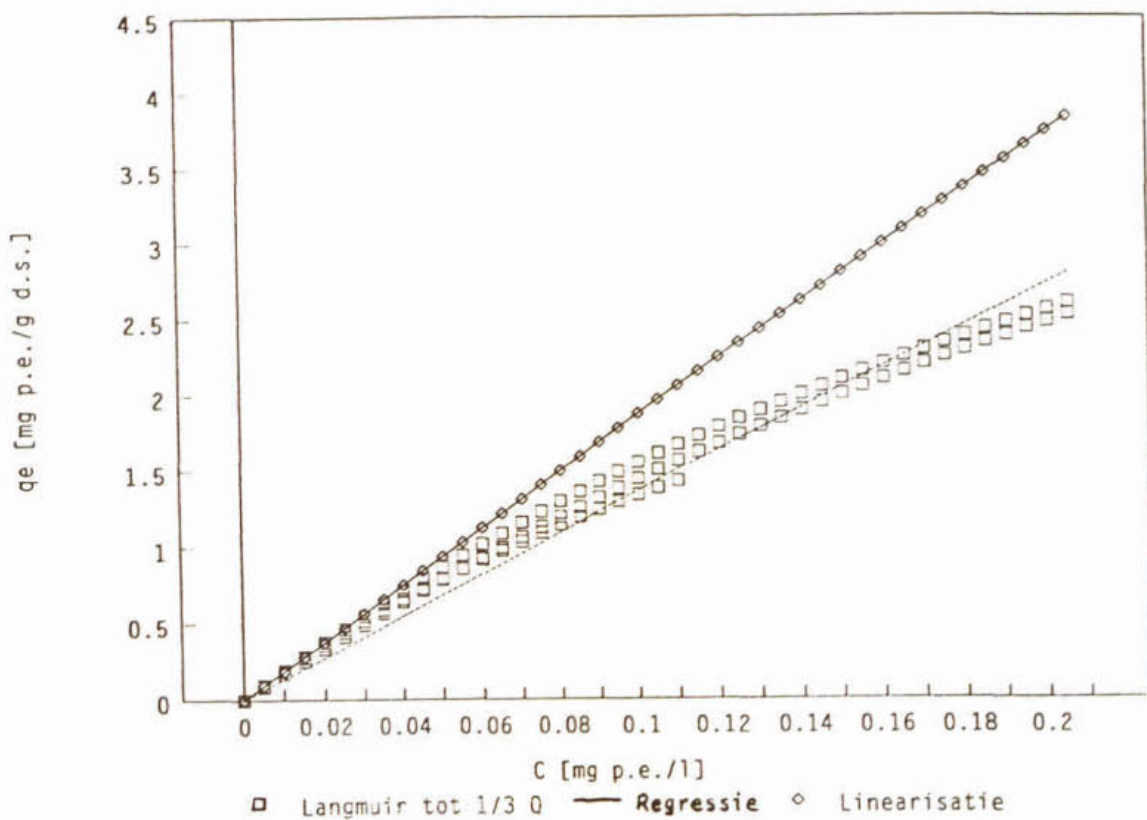
De gemiddelde hydrolyse in laagbelaste installaties is derhalve 83% (f_3).

De default waarde voor T van 32 uur lijkt nogal extreem. Op grond van CBS gegevens varieert de waarde tussen 10 en 32 uur.

Bij een verblijftijd van 10 uur bedraagt de omzetting door hydrolyse in een homogene menger 46% en in een propstroom 58%. De gemiddelde hydrolyse in hoogbelaste installaties is derhalve 52% (f_3).



Figuur 6 Geadsorbeerde fractie p.e. (q_e) als functie van de p.e.-concentratie in de waterfase (C) volgens 3 afgeleide Langmuir isothermen voor verschillende kationische p.e. aan actief slib en volgens een rechtlijnig adsorptiegedrag met een K_p van 13.650 l/kg.



Figuur 7 Geadsorbeerde fractie p.e. (q_e) als functie van de p.e.-concentratie in de waterfase (C) volgens 3 afgeleide Langmuir isothermen voor verschillende kationische p.e. tot $1/3$ van de maximale adsorptiecapaciteit (Q), de regressielijn van deze punten (overeenkomende met een K_p van 13.650) en linearisatie van de Langmuir isotherm (overeenkomend met een K_p van 18.700).

GEZONDHEIDSEFFECTEN VAN BIJPRODUKTEN

Naast de actieve stof komen diverse bijprodukten voor in p.e.. In een aantal gevallen zijn deze bijprodukten gevaarlijker voor de mens dan de actieve stoffen zelf.

Minerale olie is bijvoorbeeld kankerverwekkend voor de mens. Petroleumdistillaat kan irritatie van de huid, de ogen en de luchtwegen veroorzaken. Langdurige blootstelling aan petroleumdistillaatdamp kan schade aan het centrale zenuwstelsel veroorzaken.

Zowel vloeibare als vaste produkten kunnen kleine hoeveelheden acrylamide bevatten. Acrylamide is irriterend voor de huid en slijmvliesen. Het kan blaren en vervelling veroorzaken, met name op de handpalmen en voetzolen.

Acrylamide kan effecten op het zenuwstelsel veroorzaken. De effecten op het centrale zenuwstelsel kenmerken zich door extreme vermoeidheid, slaperigheid, geheugenstoornissen en duizeligheid. In ernstige gevallen kunnen verwardheid, desoriëntatie en hallucinaties optreden. Karakteristiek zijn coördinatiestoornissen bij het lopen. Effecten op het perifere zenuwstelsel treden meestal pas op na langdurige blootstelling en kenmerken zich door het verlies van pees-reflexen, verminderd gevoel en spierzwakte in de ledematen. Effecten op het autonome zenuwstelsel uiten zich onder andere in overvloedig zweten. Na stopzetten van de blootstelling aan acrylamide treedt in het algemeen volledig herstel op.

Acrylamide is kankerverwekkend voor proefdieren. Bij muizen zijn huid- en longtumoren geconstateerd. Er zijn niet voldoende gegevens beschikbaar om de kankerverwekkende eigenschappen voor de mens te kunnen evalueren (IARC, 1986). In Nederland is acrylamide wel opgenomen op de Nederlandse lijst van kankerverwekkende stoffen.

Er zijn geen aanwijzingen dat acrylamide effecten op de ongeboren vrucht veroorzaakt bij de mens. De stof kan waarschijnlijk via de moedermelk kan worden uitgescheiden. Er kan geen uitspraak worden gedaan over de effecten van acrylamide op de vruchtbaarheid van de mens, de stof kan echter wel stapelen in het mannelijk voortplantingssysteem. Voor stoffen die de voortplanting kunnen schaden geldt een aanvullende registratieplicht. Het Ministerie van SZW raadt hierbij aan een koppeling met de registratie van kankerverwekkende stoffen te maken. Acrylamide wordt expliciet genoemd, in verband met de mogelijke effecten van mutagene stoffen op de voortplanting (SZW '95).

Acrylamide wordt snel in het lichaam opgenomen na ingestie, na blootstelling van de huid en na inademing. Na inname wordt het grootste deel (66%) weer uitgescheiden via de nieren en de gal (halfwaardetijd enkele uren). Een deel blijft achter en kan zich stapelen in het zenuwstelsel, lever en nieren en het mannelijk voortplantingssysteem. Het achterblijvende acrylamide heeft een halfwaardetijd van 10 dagen (WHO/IPCS, 1985).

Andere bijprodukten betreffen onder andere hydroxypropionitril, isobutyronitril, sorbitan-mono-oleaat en acrylonitril.

Van hydroxypropionitril is bekend dat het toxisch is na ingestie of na huidcontact. De effecten na blootstelling zijn niet verder gespecificeerd. In aanwezigheid van basische stoffen kan cyanide ontstaan dat zeer toxisch is. Isobutyronitril is ook toxisch na ingestie of na huidcontact. Ook voor deze stof zijn de mogelijke effecten na blootstelling niet nader gespecificeerd. Bekend is dat de stof huidirritatie kan veroorzaken.

Van sorbitan-mono-oleaat zijn geen toxiciteitsgegevens gevonden (SAX, 1989).

Acrylonitril dat door Goppers (1976) in een vloeibaar kationisch gequaterniseerd polyacrylamide is gedetecteerd, is kankerverwekkend voor de mens.

