

## Achtergronddocument bij de maatlat voor macrofauna in zoute wateren (O2, K1, K2, K3, M32)

**Auteur:** Willem van Loon en Dennis Walvoort  
**Organisatie:** Rijkswaterstaat – Water Verkeer en Leefomgeving  
Wageningen Environmental Research  
**Datum:** 18-06-2018  
**Status:** Definitief

De BEQI2 maatlat is op basis van deze BEQI-review (Boon et al., 2011) ontworpen en gecalibreerd in het BEQI-calibratie-rapport voor overgangswater (van Loon *et al.*, 2011). Na het testen van de meest veelbelovende benthische indices met een grote set van benthische MWTL data in overgangswater (Westerschelde en Eems-Dollard) kwamen de indices Soortenrijkdom, Shannon index en AMBI als het meest drukgevoelig naar voren. Deze indices komen overeen met die in de Spaanse m-AMBI maatlat. Een belangrijk verschil met de m-AMBI is echter, dat de BEQI2 een eenvoudige en vaststaande univariatie calibratie-methode gebruikt, die eenvoudig handmatig of automatisch kan worden uitgevoerd. De m-AMBI gebruikt een multivariatie calibratie-methode, die weinig transparant is en moeilijk te automatiseren is in de Nederlandse maatlatsoftware. Uit uitgebreide testen is gebleken, dat de BEQI2 ondanks deze andere kalibratiemethode vrijwel dezelfde EKR-scores geeft als de m-AMBI, indien voldoende grote monsters (box cores  $\geq 0,06 \text{ m}^2$  of data pools van  $0.1 \text{ m}^2$ ) worden gebruikt (Van Loon et al. 2015).

Het is relevant dat in de Nederlandse Delta-waterlichamen in subtidale ecotopen kleine steekmonsters werden genomen (circa  $0.015 \text{ m}^2$  groot), die voor de assessment eerst worden gepooled tot circa  $0.1 \text{ m}^2$ . Echter, in de kustzone en Waddenzee worden subtidale boxcore monsters genomen, en deze worden niet gepooled omdat ze al groot genoeg zijn en genoeg benthos bevatten voor een goede indexberekening. Verder is er in 2014 voor de bemonstering van de subtidale Delta-ecotopen tijdelijk overgegaan van kleine subtidale steekmonsters naar grote subtidale boxcore monsters. In voorjaar 2018 is deze verandering van bemonsteringsapparaat teruggedraaid naar de oorspronkelijke steekbuis. Deze verandering in de genomen monstergrootte in de periode 2014-2017, en het niet meer data poolen, heeft gevolgen voor de EKR-berekening, omdat de oorspronkelijke referentiewaarden per waterlichaam-ecotoop zijn berekend voor steekbuismonsters die werden gepooled. Daarom moeten tegenwoordig voor de EKR-berekening van de subtidale Delta-waterlichamen de specifieke referentiewaarden, die horen bij een specifiek bemonsteringsapparaat (steekbuis of boxcore) en het al of niet gebruiken van data pooling, worden gebruikt (Van Loon and Walvoort, 2018).

In de Waddenzee is in 2014 overgegaan van een kleine boxcorer ( $0.060 \text{ m}^2$ , waarvan er 2 werden gepooled tot  $0.12 \text{ m}^2$ ) naar een grote boxcorer ( $0.078 \text{ m}^2$ ). De referentiewaarden zijn herberekend voor de kleinere, ongepoolde boxcores, en gecorrigeerd voor de grote boxcorer (Walvoort and van Loon 2015). Het bleek hierbij dat alleen de referentiewaarden voor soortenrijkdom enigszins verschilden ( $S_{\text{ref}} = 18$  ( $0.060 \text{ m}^2$ ) en  $S_{\text{ref}} = 19$  ( $0.078 \text{ m}^2$ )). Omdat dit slechts een klein verschil in totale BEQI2 scores oplevert (2%), wordt dit verschil verwaarloosd voor de eenvoud van de berekening, en wordt voor beide typen boxcores in de Waddenzee de referentiewaarde voor de  $0.078 \text{ m}^2$  boxcore gebruikt ( $S_{\text{ref}} = 19$ ).

Voor de nieuwe O2 waterlichamen zijn slechts twee jaar benthische data beschikbaar (2016 en 2017). De hiermee berekende referentie-waarden zijn te laag, en deze waarden kunnen ook niet betrouwbaar worden gecorrigeerd naar de standaard dataperiode van 16 jaar (1992-2007). Daarom zijn er twee habitatmodellen ontwikkeld voor de referentie-waarden van S en H op basis van saliniteit en habitatkwaliteit. Deze modellen blijken een goede precisie te hebben ( $r^2 \geq 0.95$ ; Van Loon and Walvoort 2018) en plausibele referentie-waarden op te leveren. De gemodelleerde referentie-waarden voor S, voor de Nieuwe Waterweg en het Noordzeekanaal, zijn gecorrigeerd voor het monsteroppervlak van een boxcore ( $0.078 \text{ m}^2$ ) naar het monsteroppervlak van een Van Veen happer ( $0.10 \text{ m}^2$ ) met de SNa correctie, van 16 naar 17 (Van Loon and Walvoort 2018). Voor de referentie-waarden van H is deze correctie niet nodig, omdat de Shannon index weinig gevoelig is voor het monsteroppervlak.

In het Haringvliet West zijn in het recente verleden, behalve de gangbare boxcore-monsters, aan de ondiepe randen ook een klein aantal steekbuismonsters genomen. Deze monsters moeten worden verwijderd uit de dataset voor analyse, omdat ze niet door pooling verwerkt kunnen worden. Want boxcore-monsters worden altijd ongepooled geanalyseerd.

Het poolen van kleine monsters wordt in de BEQI2 beoordeling uitgevoerd als volgt. De monsters worden random gekozen uit de set van alle monsters, zonder teruglegging, en een datapool wordt opgebouwd totdat een pooloppervlak van minimaal  $0.09 \text{ m}^2$  is bereikt, waarna het poolproces stopt. Hierna wordt de volgende datapool opgebouwd etc., totdat er met de resterende monsters geen datapool van minimaal  $0.09 \text{ m}^2$  meer kan worden opgebouwd. Van deze set van datapools worden per datapool de 3 indexwaarden (soortenrijkdom, Shannon en AMBI) berekend. Dit poolproces wordt 10 maal herhaald, om toevallige variaties van het poolproces uit te middelen. Van alle verkregen datapools (van 10 herhalingen) worden de gemiddelde indexwaarden van soortenrijkdom, Shannon en AMBI berekend per waterlichaam-ecotoop-jaar. Deze gemiddelde indexwaarden worden met de BEQI2 formule gemiddeld tot de BEQI2 waarde per waterlichaam-ecotoop-jaar.

Let op: een unieke monstersleutel wordt bepaald op basis van de combinatie van het waterlichaamcode (inclusief ecotoop), monstercode en monsterdatum. De monstertijd is voor de eenvoud niet in deze sleutel meegenomen; deze speelt alleen een rol in een beperkt aantal replica-monsters die zijn genomen in de Noordzee in de periode 1991-1995. Daarna zijn er in het MWTL bemonsteringsprogramma geen replica-monsters meer genomen.

Een specifiek punt in de datavoorbehandeling is dat garnalen (taxa Mysida en Decapoda) uit de dataset moeten worden verwijderd, omdat ze door hun mobiliteit niet betrouwbare bemonsteren en analyseren zijn.

Verder wordt er, binnen een specifiek monster, gebruik van gemaakt van zogenaamde Genus-to-Species conversie (Van Loon et al. 2015). Dit betekent dat als binnen 1 specifiek monster van een genus ook een soort van hetzelfde genus voorkomt, het waarschijnlijk wordt geacht dat het betreffende genus feitelijk de bijbehorende soort is, maar door bv een juveniele toestand of beschadiging niet met zekerheid als de bijbehorende soort kon worden geïdentificeerd. Indien in het betreffende monster meerdere soorten van 1 genus voorkomen, dan wordt de abundantie van het betreffende genus naar rato van het voorkomende van de abundanties van de bijbehorende soorten opgeteld bij deze soorten. Deze Genus-to-Species conversie wordt toegepast om de rapportage van een te hoge

soortenrijkdom te voorkomen, en meer robuustheid en interlaboratorium-vergelijkbaarheid in de berekening van de indexscores te geven. Hieronder wordt een rekenvoorbeeld gegeven.

Voor genus-to-species conversie binnen 1 monster (oude taxa en abundanties)

Nephtys: 15

Nephtys hombergii: 20

Nephtys cirrosa: 10

Na genus-to-species conversie binnen 1 monster (nieuwe taxa en abundanties)

Nephtys: 0, is verwijderd uit de taxalijst

Nephtys hombergii:  $20 + 10 = 30$

Nephtys cirrosa :  $10 + 5 = 15$

Voor de berekening van de Shannon index wordt als grondtal van de logaritme 2 gebruikt (Van Loon et al. 2015).

Voor de berekening van een valide AMBI moet volgens Borja et al. (2000) per monsters minimaal 80% van de totale abundantie in een monster een AMBI-classificatie hebben. Met de huidige AMBI lijst, die voor de BEQI2 berekening wordt gebruikt, wordt dit percentage ruimschoots gehaald. Alleen voor de Haringvliet West taxa moet de AMBI taxalijst (in 2018) nog worden aangevuld.

Door deze technische implementatie van de BEQI2 blijft een prima vergelijkbaarheid met de internationaal (o.a. door Duitsland en Spanje) veelgebruikte m-AMBI gehandhaafd. Voor de BEQI2 is uiteindelijk univariate calibratie van de EKR waarden gekozen omdat a) het calibratieproces helder en transparant is, en b) de univariate berekeningen relatief eenvoudig in software kunnen worden ingebouwd.

Inmiddels is de intercalibratie van BEQI2 in open kustwater (Van Hoeij et al. 2015), in de Waddenzee (Van Hoeij et al. 2016), en in overgangswater (Muxika et al. 2017) afgerond en door de EU goedgekeurd. Uit de intercalibratie is gebleken dat de BEQI2, vergeleken met de andere Noord Europese maatlatten, gemiddelde scores en beoordelingen toont, en een relatief goede drukgevoeligheid heeft.

Per waterlichaam worden in de herziene maatlat drie benthische indices beschouwd: Soortenrijkdom, Shannon index (log2) en AMBI. De benthische soortenlijst met de circa 300 meest voorkomende Nederlandse benthossoorten is beschreven in Gittenberger & van Loon (2011), en aangevuld met AMBI waarden voor overige benthische soorten uit de lijst van Borja. Deze AMBI-lijst is een exacte kopie van de lijst in het BEQI2 R tool (Walvoort and Van Loon, 2015), zie bijlage 10. De referentiewaarden voor soortenrijkdom en Shannon index zijn bepaald als de 99 percentielen van alle beschikbare indicatorwaarden binnen een waterlichaam- ecotoop en de periode 1992-2007 (Van Loon et al. 2015). Voor de AMBI wordt, in tegenstelling tot het vorige maatlatdocument, tegenwoordig de 1 percentielwaarde als referentie-waarde gebruikt. Dit is vergelijkbaar met de 99

percentielwaarde voor soortenrijkdom, omdat de AMBI scores numeriek tegengesteld verlopen.

Voor de BEQI2 is een eenvoudige geintercalibreerde ecotoopindeling op basis van saliniteit (mesohalien, polyhalien, euhalien) en globale hoogteligging (intertidaal, subtidaal) overgenomen uit het intercalibratie-proces. In deze ecotoop-indeling wordt de classificatie in zand en slib niet meegenomen, omdat dit in de praktijk een hele geleidelijke milieugradient is die minder relevant wordt geacht in de intercalibratie. Deze eenvoudige ecotoop-indeling blijkt prettig te werken (beperkt en overzichtelijk aantal ecotopen en relatief veel data per ecotoop), en blijkt vaak goede trendanalyse-resultaten te geven.

Voor de nieuwe O2 waterlichamen, Haringvliet West, Nieuwe Waterwegen Noordzeekanaal, wordt als ecotoop alleen “Subtidaal” gebruikt. In de Nieuwe Waterwegen het Noordzeekanaal is een opsplitsing in twee saliniteitsecotopen (mesohalien en polyhalien) in principe mogelijk, maar in de praktijk is het aantal genomen monsters per waterlichaam per jaar te klein (6-12) om een opsplitsing in twee ecotopen statistisch goed mogelijk te maken (minimaal 10 monsters per waterlichaam-ecotoop-jaar nodig, Van Loon et al. 2018). Gezien de methoden van referentie-waardeberekening en waterlichaam-EKR berekening zal het effect van deze ecotoopvereenvoudiging op de EKR van het totale waterlichaam waarschijnlijk klein zijn.

Het blijkt uit de calibratie-resultaten voor alle Nederlandse mariene wateren dat benthische najaarsdata meestal meer significante index- en BEQI2 trends laten zien dan voorjaarsdata. Dit komt omdat juveniele benthos individuen in het najaar verder zijn ontwikkeld, en daardoor beter te identificeren zijn. Op basis hiervan worden in bijna alle zoute KRW waterlichamen najaarsdata moeten worden gebruikt voor de assessment. Alleen in de kustzone zijn alleen voorjaarsmonsters beschikbaar, en moeten deze worden gebruikt.

De BEQI2 maatlat is gevalideerd in de Westerschelde voor de druk zuurstofverlaging, en in de Eems-Dollard voor de druk sedimentatie (Van Loon et al., 2015). Er konden voor deze twee drukken significante en aannemelijke correlaties worden gevonden met BEQI2 EKR trends. Deze validatie van de gevoeligheid van een maatlat voor menselijke drukken is vereist door de KRW.

De volgende formule wordt gebruikt voor het berekenen van BEQI2 EKR-waarden op basis van de calibratie en intercalibratie van Nederlandse benthos data in overgangswateren (van Loon et al., 2011):

$EKR (waterlichaam - ecotoop - jaar) =$

$$\frac{1}{3} * \left( \frac{S_{\text{beoordeling}}}{S_{\text{referentie}}} \right) + \frac{1}{3} * \left( \frac{H'_{\text{beoordeling}}}{H'_{\text{referentie}}} \right) + \frac{1}{3} * \left( \frac{6 - AMBI_{\text{beoordeling}}}{6 - AMBI_{\text{referentie}}} \right)$$

+correctiefactor

In het Europese intercalibratie-proces zijn de volgende Goed/Matig maatlatgrenzen opgesteld voor de BEQI2:

O2, M32 (Overgangswater, zoute meren):	Goed/Matig 0.6 (Muxica 2017, Table 23)
K1, K3 (Open kustwater):	Goed/Matig 0.58 (Van Hoey et al. 2015, p. 16, Table 6.)
K2 (Waddenzee):	Goed/Matig: 0.61 (Van Hoey et al. 2016, p. 10, Table 5)

Deze geintercalibreerde klassegrenzen moeten in principe worden gebruikt. Om toch de standaard Nederlandse klassegrenzen (0.6, 0.8, etc) te kunnen gebruiken, moeten de EKR-waarden worden gecorrigeerd als volgt (zie ook Bijlage #). Deze correctiefactor verschilt per geintercalibreerd watertype.

- |   |        |
|---|--------|
| • M32 (grote brakke tot zoute meren)    | + 0,00 |
| • O2 (overgangswater)                   | + 0,00 |
| • K1 (kustwater, open en polyhalien)    | + 0,02 |
| • K2 (kustwater, beschut en polyhalien) | - 0,01 |
| • K3 (kustwater, open en euhalien)      | + 0,02 |

N.B.: deze EKR-correctie moet direct worden toegepast in de berekening van de EKR-waarden per waterlichaam-ecotoop-jaar. Om afrondingsfouten in de gemiddelde waterlichaam-EKR te voorkomen, is het van belang om voor deze EKR-tussenresultaten een significantie van tenminste 4 cijfers te gebruiken.

De overige maatlatgrenzen (Goed/Hoog etc.) zijn in stappen van 0.2 van de Goed/Matig grens afgeleid.

## EINDOORDEEL VOOR EEN WATERLICHAAM

Voor de KRW is uiteindelijk een integrale beoordeling van een waterlichaam vereist. Dit kan worden bereikt door de EKR resultaten van verschillende ecotopen van het waterlichaam te combineren met oppervlakte-gebaseerde gewichtsfactoren. De volledige oppervlakte van een waterlichaam moet vertegenwoordigd zijn en beoordeeld worden aan de hand van de gebruikte ecotypen. De EKR van een waterlichaam wordt als volgt berekend uit de ecotoop-EKR waarden (Faber *et al.*, 2011):

$$EKR(\text{waterlichaam}) = \sum_i (EKR_i * AF_i)$$

$i$  is ecotoopnummer.,  $AF_i$  is de areaalfractie van het ecotoop in het waterlichaam ( $0 \leq AF_i \leq 1$ ; Van Loon & Verschoor, 2012). De som van de areaalfracties binnen een specifiek waterlichaam moet 1 zijn.

## Literatuur

A.R. Boon, A. Gittenberger, W.M.G.M. van Loon, 2011. Review of Marine Benthic Indicators and Metrics for the WFD and design of an optimized BEQI. Report, Deltares.

Faber, W., Wielakker, D., Bak, A., Spier, J. L., & Smulders, C. (2011). Richtlijn KRW Monitoring Oppervlaktewater en Protocol Toetsen & Beoordelen. *Rijkswaterstaat, Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Lelystad*.

Gittenberger, A., & van Loon, W. (2013). Sensitivities of marine macrozoobenthos to environmental pressures in The Netherlands. *Nederlandse Faunistische Mededelingen*, 41, 79-112.

Gert Van Hoey, Jan Witt, Karin Heyer, Willem van Loon, Hans Ruiter, Wendy Bonne, Fuensanta Salas Herrero, 2016. Intercalibration report for benthic invertebrate fauna of the North East Atlantic Geographical Intercalibration Group for Coastal waters, Waddensea type (NEA 3/4).

Gert Van Hoey, Wendy Bonne, Fuensanta Salas Herrero, 2015. Intercalibration report for benthic invertebrate fauna of the North East Atlantic Geographical Intercalibration Group for Coastal Waters (NEA 1/26). Final report.

W.M.G.M. van Loon, A.J. Verschoor, A. Gittenberger, 2011. Benthic ecosystem quality index 2: design and calibration of the BEQI-2 WFD metric for marine benthos in transitional waters. Report, Rijkswaterstaat.

W.M.G.M. van Loon, A.J. Verschoor, 2012. Benthic ecosystem quality index 2: application to Dutch marine benthos data from the period 1990-2010. Report, Rijkswaterstaat.

W.M.G.M. van Loon, A.R. Boon, A. Gittenberger, D.J.J. Walvoort, M. Lavaleye, G.C.A. Duineveld and A.J. Verschoor 2015. Application of the Benthic Ecosystem Quality Index 2 to benthos in Dutch transitional and coastal waters.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.seares.2015.05.002>

van Loon, W. M., Walvoort, D. J., van Hoey, G., Vina-Herbon, C., Blandon, A., Pesch, R., ... & Phillips, G. (2018). A regional benthic fauna assessment method for the Southern North Sea using Margalef diversity and reference value modelling. *Ecological Indicators*, 89, 667-679.

Muxika et al. 2017. Intercalibration of biological elements for transitional and coastal water bodies TW-NEA 11: benthic invertebrates. Final report.

D. Walvoort and W. van Loon, 2015. BEQI2 package. Available from:  
<https://cran.r-project.org/web/packages/BEQI2/index.html>

D. Walvoort and W. van Loon, 2015. Adjustment of BEQI2 reference values for increased boxcore size in the Wadden Sea subtidal ecotope. Working document, Alterra.

W.M.G.M. van Loon and D.J.J. Walvoort, 2018. Modeling of benthic reference values for species richness, the Shannon index and AMBI. Manuscript in preparation.