



KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8)

Hoofdrapport

KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8)

Hoofdrapport

Grontmij
Amsterdam, maart 2010

Verantwoording

- Titel** : KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8)
- Subtitel** : Hoofdrapport
- Projectnummer** : 228629-1
- Opdrachtgever** : RWS Waterdienst
Postbus 17
8200 AA Lelystad
- Datum** : Maart 2010
- Auteur(s)** : E.T.H.M. Peeters (Wageningen Universiteit), H.J. de Lange (Alterra), M.A.A. de la Haye (Grontmij) & A.J.G. Reeze (Arcadis)
- E-mail adres** : michelle.delahaye@grontmij.nl
- Gecontroleerd door** : Drs. M.A.A. de la Haye
Paraaf gecontroleerd : 
- Goedgekeurd door** : Ir. M. F. Wilhelm
Functie : Teamleider
Paraaf goedgekeurd : 
- Contact** : Science Park 116, 1098 XG Amsterdam
Postbus 95125, 1090 HC Amsterdam
T +31 20 592 22 44, F +31 20 592 22 49
www.grontmij.nl
- Citeren als** : E.T.H.M. Peeters (Wageningen Universiteit), H.J. de Lange (Alterra), M.A.A. de la Haye (Grontmij) & A.J.G. Reeze (Arcadis) (2010). KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8). Hoofdrapport. Grontmij. Rapportnummer: 228629-1
- Disclaimer** : © Grontmij- Het copyright van deze notitie is nadrukkelijk voorbehouden aan Grontmij. Niets uit dit rapport mag op enigerlei wijze worden vermenigvuldigd zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de auteur(s), noch mag het zonder dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander doel dan waarvoor het is vervaardigd. Het is de opdrachtgever toegestaan vrijelijk kopieën van deze notitie in zijn geheel te maken.

Inhoudsopgave

1.	Inleiding 2
1.1	Achtergrond 2
1.2	Leeswijzer 3
2.	Werkwijze 4
2.1	Afleiden van referentie vs. MEP/ GEP 4
2.2	Stappen en keuzes 5
3.	Referentiebeschrijving 9
3.1	Globale referentiebeschrijving (uit: van der Molen & Pot 2007) 9
3.2	Aanvullingen macrofauna 11
4.	Bouwstenen maatlat MEP/GEP 14
4.1	Onderscheid hoofdstromen en Biesbosch 14
4.2	Biotopen 15
4.3	Pressoren en deelmaatlaten 16
5.	Berekenen van de maatstaven 18
5.1	Voorbewerking van de macrofaunadata 18
5.2	Beoordelen profundaal monster 20
5.2.1.	Deelmaatlat Zoetwater profundaal 21
5.2.2.	Deelmaatlat Algemene verstoring 21
5.2.3.	Deelmaatlat Sedimentvervuiling 25
5.2.4.	Eindoordeel voor profundaal monster 26
5.3	Beoordelen litoraal monster 26
5.3.1.	Deelmaatlat Zoetwater litoraal 26
5.3.2.	Deelmaatlat Diversiteit litoraal 27
5.3.3.	Eindscore voor litoraal monster 27
5.4	Maatlat macrofauna R8 27
5.5	Monitoring en aggregatie tot eindscore waterlichaam 30
6.	Toepassing: voorbeelden 31
7.	Conclusies en aanbevelingen 37
8.	Literatuur 39
Bijlage A	Soortenlijst met indicatorwaarden 42
Bijlage B	Richtlijnen monitoring 48

1. Inleiding

1.1 Achtergrond

Bij het actualiseren van de referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kader Richtlijn Water (Van der Molen & Pot 2007) is besloten de in 2005 opgestelde macrofauna maatlat voor zoet getijdenwater (watertype R8) in te trekken. De maatlat was niet onderscheidend en bovendien waren de waterbodem en waterbodemverontreinigingen niet meegenomen in de beoordeling. Dit terwijl in Zuid-Holland veel waterbodems verontreinigd zijn en er behoefte is aan een maatlat die uitspraken doet over de biologische toestand van waterlichamen en de rol van waterbodemverontreiniging hierin.

In de afgelopen 15 tot 30 jaar is in het beheersgebied van Zuid Holland veel onderzoek gedaan naar het voorkomen van macrofauna in relatie tot bodemverontreiniging en naar beoordelingsmethoden om dit te toetsen. Een selectie van deze onderzoeken is:

- Biotisch effect onderzoeken in het benedenrivieren gebied (Den Besten et al. 1993, 1997, 1999; Eys & Den Besten 2001; Postma & Den Besten 2001);
- Biologische typologie zoete waterbodems. Normaalwaarden voor biologische parameters (AquaSense 1993);
- Makro-evertebraten in relatie tot bodemvormingprocessen (Klink 1994);
- Macrofauna in de diepe waterbodem van het noordelijk deltabekken (Dudok van Heel et al. 1992);
- Kwantificeren van effecten van multi stress bij macrofauna in het veld, laboratorium en model omstandigheden (Peeters 2001);
- Normaalranges voor macrofauna-parameters in sediment in de grote rivieren (Oosterbaan, 2005);
- Draagkracht in het rivierengebied voor vogels en vissen (De Lange et al. 2005);
- Overzicht van beoordelingsmethoden ecologische waterbodemkwaliteit (De Lange et al., 2006);
- Overzicht onderzoek naar normaalwaarden voor macrofauna en nematoden (De la Haye et al., 2006).

In opdracht van de Waterdienst (voorheen RIZA) is met behulp van de beschikbare RWS gegevens vanaf 1992 voor zoet getijdenwater (R8) een macrofauna maatlat opgesteld waarin oever (litoraal), bodem (profundaal) en sedimentverontreiniging zijn opgenomen. Deze maatlat wordt in dit rapport beschreven. De maatlat kan ook worden toegepast voor het Ketelmeer¹.

¹ Bij de ontwikkeling van de maatlat voor R8 is ook het Ketelmeer betrokken. Het Ketelmeer heeft een aantal eigenschappen met zoet getijdenwater gemeen (fluctuaties in afvoer, sedimentatiegebied). Gezien de problemen met de waterbodem is toepasbaarheid van de maatlat voor R8 hier zeer gewenst. De huidige maatlat voor ondiepe gebufferde plassen zoals het Ketelmeer (M14) richt zich alleen op de oever.

1.2 Leeswijzer

De maatlat is opgeleverd in twee rapporten, het onderliggende hoofdrapport en een achtergrondrapport (Peeters et al., 2010) met een uitgebreide beschrijving van de werkzaamheden en verantwoording van de gemaakte keuzes. Daarnaast zijn in dit rapport de resultaten van nader onderzoek aan de maatlat verwerkt (Reeze et al., 2010).

In hoofdstuk 2 is de aanpak van de ontwikkeling van de maatlat beschreven. Hoofdstuk 3 geeft een globale referentiebeschrijving van zoet getijdenwater (R8). Hoofdstuk 4 beschrijft de deelmaatlaten waaruit de maatlat macrofauna is opgebouwd. In hoofdstuk 5 wordt de berekening van de afzonderlijke deelmaatlaten uitgelegd en de berekening van de Ecologische Kwaliteitsratio (EKR). In hoofdstuk 6 wordt de werking van de maatlat geïllustreerd met een uitgewerkt voorbeeld. Het hoofdrapport wordt afgesloten met discussiepunten en aanbevelingen (hoofdstuk 7).

In de achtergrondrapportage (Peeters et al., 2010) worden achtereenvolgens de gevolgde aanpak toegelicht, een overzicht van de gebruikte data gegeven, de uitgevoerde bewerkingen van de data besproken, de gebruikte programma's toegelicht en de uitkomsten van de voornaamste data analyses weergegeven met illustraties.

2. Werkwijze

2.1 Afleiden van referentie vs. MEP/ GEP

Voor het opstellen van de maatlat is gewerkt conform de KRW methode (Van der Molen & Pot 2007). De methode bestaat uit de volgende stappen:

1. Opstellen van een globale referentiebeschrijving (hoofdstuk 3);
2. Kiezen van biologische indicatoren (hoofdstuk 4);
3. Indicatoren uitwerken in deelmaatlatten (hoofdstuk 5);
4. Deelmaatlatten aggregeren tot één maatlat (paragraaf 5.4);
5. Validatie van de biologische maatlatten (paragraaf 5.3 achtergronddocument (Peeters et al., 2010);
6. Uitwerken van de relevante hydromorfologische en fysisch-chemische getalswaarden (uitgewerkt in Van der Molen & Pot 2007).

Volgens de KRW-methode wordt de maatlat afgeleid van een referentiesituatie. De huidige situatie in het benedenrivierengebied wijkt echter zeer sterk af van de referentiesituatie door grote hydromorfologische ingrepen in het verleden (met name bedijking, aanleg en afsluiten van riviertakken, vaargeulen en aanleg Haringvlietdam). Hierdoor zijn morfologie, zout indringing (grens zoet-zout-brak) en getijslag in het gebied ingrijpend veranderd en zijn de kenmerkende habitats van zoetwatergetijdegebieden en bijbehorende soorten verdwenen.

Het ongedaan maken van deze ingrepen zal leiden tot significante schade voor de veiligheid en het huidige gebruik en is daarom niet reëel. Voor de maatregelen in het gebied zal de huidige hydromorfologie dus als randvoorwaarde gelden. Het herstel van de oorspronkelijke habitats en bijbehorende soorten is dan ook niet waarschijnlijk.

Door het grote verschil tussen de huidige situatie en de referentiesituatie en de onomkeerbaarheid van de ingrepen is ervoor gekozen om de beoordeling van de macrofauna te baseren op de huidige hydromorfologische randvoorwaarden. Voor deze studie is gebruik gemaakt van macrofaunagegevens die de afgelopen 15 jaar zijn verzameld in het gebied. Daarmee is de ontwikkelde maatlat te beschouwen als een MEP/ GEP maatlat voor de sterk veranderde situatie.

Om de referentie en de bijbehorende habitats en soorten niet uit het oog te verliezen is de referentiesituatie wel zo goed mogelijk beschreven, zie hoofdstuk 3.

2.2 Stappen en keuzes

Voor het opstellen van de beoordelingsmethode is gebruik gemaakt van macrofaunagegevens die de afgelopen 15 jaar verzameld zijn in het gebied in opdracht van Rijkswaterstaat. Daarnaast is er gebruik gemaakt van de in Nederland aanwezige kennis over de autecologie van macrofaunasoorten, het ecologisch functioneren van macrofauna en over de relatie tussen macrofauna en sedimentvervuiling.

De ontwikkeling van de beoordelingsmethode is gebaseerd op multivariate ordinatie analyses van de data (macrofauna en fysische -, chemische - en vervuilingdata), gecombineerd met het zoeken naar (bestaande) beoordelingsmethoden die patronen in de ordinatie kunnen beschrijven. Deze beoordelingsmethoden kunnen dan in de maatlat R8 gebruikt worden.

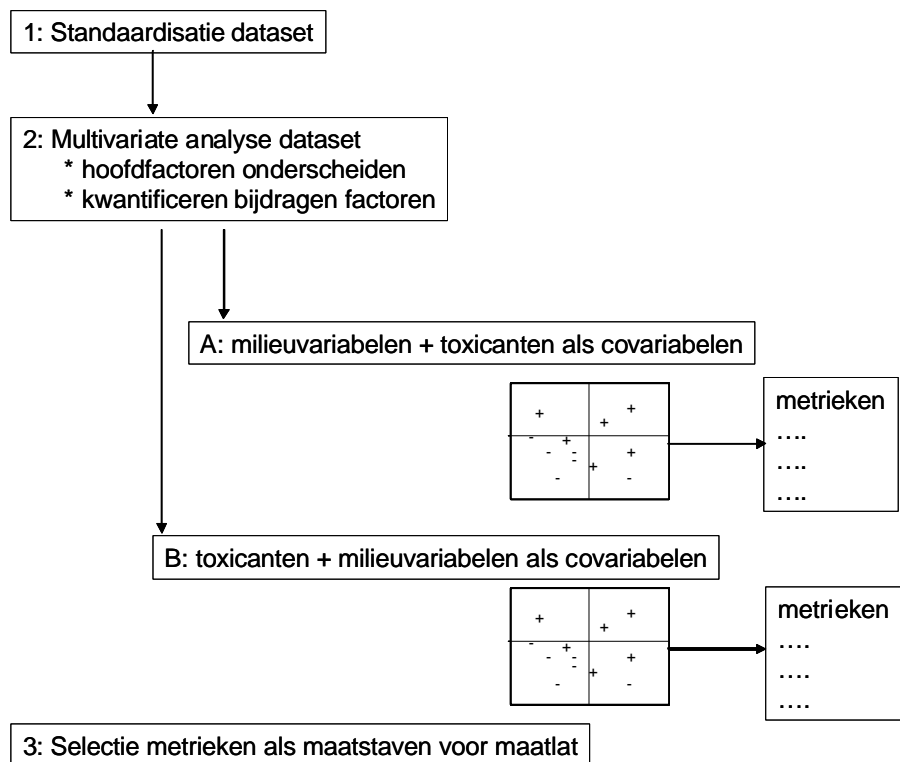
Het doel van de ordinatie analyses is om te achterhalen welke factoren van belang zijn voor de samenstelling van de macrofauna in het zoetwatergetijdengebied en of de patronen die ontstaan bij deze analyses correleren met de betrokken beoordelingsmethoden. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in patronen met betrekking tot algemene verstoring en patronen die verband houden met sedimentvervuiling. De beoordelingsmethoden die een verband vertonen met de genoemde patronen vormen de opstap voor het beoordelingssysteem. De totstandkoming van het beoordelingssysteem wordt in hoofdstuk 4 in meer detail beschreven.

In het proces zijn een aantal stappen en keuzes gemaakt, zie figuur 1. Deze worden hier beknopt weergegeven en uitgebreid beschreven in het achtergrondrapport (Peeters et al., 2010).

Allereerst is er een expertgroep samengesteld om tijdens de ontwikkeling van de maatlat terugkoppeling te geven op de resultaten en gemaakte keuzes (voor de samenstelling van de expertgroep zie Peeters et al., 2010).

1. Standaardisatie dataset

De beschikbare data, macrofauna gegevens van profundaal en litoraal en chemische gegevens van het profundaal zijn gestandaardiseerd voor toepassing in de analyses. In totaal zijn er gegevens van 522 profundaal monsters en 397 litoraal monsters beschikbaar. In de ontwikkeling van de maatlat zijn de profundaal dataset en de litoraal dataset onafhankelijk van elkaar bewerkt.



Figuur 1: Gevolgd stappenplan in ontwikkeling maatlat

2. Multivariate analyse dataset

In de voorbereidende analyses bleek een duidelijk verschil tussen locaties in de Biesbosch en locaties in de hoofdstromen. In de Biesbosch kreken is de stroomsnelheid lager en de verblijftijd langer, waardoor sedimentatie en erosie processen anders verlopen (meestal meer sedimentatie in Biesbosch kreken). Deze verschillen in hydrologie en morfologie leiden tot een andere soortensamenstelling in de Biesbosch kreken ten opzichte van de hoofdstromen. Dit verschil komt met name tot uitdrukking in de profundaal monsters, en minder in de litoraal monsters.

Keuze: in de profundaal dataset worden Biesbosch en hoofdstromen apart geanalyseerd.

In de voorbereidende analyses bleek ook dat het nodig is om vast te stellen of het te onderzoeken watersysteem voldoet aan het criterium 'zoetwater'. Uit de autecologische gegevens van de macrofauna soorten is bekend of een soort kenmerkend is voor brak water. In het profundaal komen minder vaak brak water soorten voor dan in het litoraal.

Keuze:

- het zoetwaterkarakter van het te onderzoeken watersysteem wordt in de maatstaf zoetwaterkarakter vastgesteld
- voor het litoraal worden andere begrenzingen gehanteerd dan voor het profundaal

2A: Ontwikkelen deelmaatlat algemene verstoring profundaal

De relatie tussen algemene verstoring en macrofauna is onderzocht in een analyse waarbij de contaminanten als covariabelen zijn meegenomen. Op deze wijze wordt het effect van die vervuulende stoffen uit de analyse verwijderd. Hoe locaties in het ordinatiediagram liggen is daarmee onafhankelijk van de sedimentvervuiling.

De uitkomst van deze analyse is vervolgens in verband gebracht met de scores voor de verschillende beoordelingsmethoden door de monsters in het ordinatiediagram te labelen met de waarde voor de beoordelingsmethoden. In de gelabelde ordinatiediagrammen is vervolgens gezocht naar herkenbare patronen. Beoordelingsmethoden waarbij de monsters met een goede score duidelijk apart liggen van de monsters met een slechte score komen in aanmerking voor verdere selectie.

3A: Selectie van metrieken als maatstaven voor de maatlat

Op basis van onderlinge samenhang tussen de beoordelingsmethoden is een keuze gemaakt voor die beoordelingsmethoden die het best de verschillende aspecten van de macrofauna weergeven.

Keuze: de volgende beoordelingsmethoden worden toegepast in de profundaal deelmaatlat voor algemene verstoring:

- aantal genera als maat voor de diversiteit
- aantal individuen per m² (dichtheden) als maat voor de productie
- aantal voedselgilden als maat voor de volledigheid voedselweb

2B: Ontwikkelen deelmaatlat sedimentvervuiling profundaal

De relatie tussen sedimentvervuiling en macrofauna is onderzocht in een analyse waarbij de ecologische factoren als covariabelen zijn meegenomen en de contaminanten als verklarende variabelen. De variatie in de samenstelling van de macrofauna wordt dan alleen in verband gebracht met verschillen in contaminanten. Voor deze analyse zijn de gegevens van de Biesbosch en van de hoofdstromen weer samengevoegd, ervan uitgaande dat de rol van contaminanten in beide typen systemen gelijk is. Het resultaat van deze analyse is eveneens in verband gebracht met de beoordelingsmethoden door de monsters wederom te labelen met de waarde van de beoordelingsmethoden. De onderzochte beoordelingsmethoden leverden geen goede interpretatie van het diagram op. Daarom is op basis van de indicatiewaarde van de soorten een nieuwe methode ontwikkeld.

Keuze: voor de deelmaatlat sedimentvervuiling wordt een nieuwe beoordelingsmethode ontwikkeld.

3B: Selectie van metrieken als maatstaven voor de maatlat

Aan de soorten in de dataset is op basis van hun positie in het ordinatiediagram een indicatiewaarde voor sedimentvervuiling toegekend. Soorten worden als indifferent (dit zijn algemeen of juist zeldzaam voorkomende soorten), indicator voor schoon sediment, indicator voor zwak vervuild sediment, of als indicator vervuild sediment geclassificeerd. Met deze sedimentvervuilingsindicatoren worden twee maatstaven berekend, één gebaseerd op het aantal vervuiling indicerende taxa, en één gebaseerd op de abundantie van deze taxa.

Keuze: de volgende maatstaven worden gebruikt in de deelmaatlat sedimentvervuiling voor profundaal:

- Vervuilingsindicatoren
- Abundantie vervuilingsindicatoren

Ontwikkelen maatlat litoraal

De litoraal dataset bevat alleen macrofauna data, er zijn geen abiotische gegevens beschikbaar. Met deze dataset is een indirecte ordinatie uitgevoerd. De soortensamenstelling van de monsters wordt vooral bepaald door de bemonsterde habitats, en minder door het deelgebied of hoofdstroom versus Biesbosch.

Voor het beoordelen van de ecologische kwaliteit in het litoraal (en daarmee de invloed van algemene verstoring) kan het aantal taxa of het aantal genera gehanteerd worden. Uit oogpunt van eenduidigheid met de maatlat profundaal is gekozen voor het aantal genera als maatlat. Daarnaast is de aanwezigheid van een intergetijdenzone in het litoraal een kenmerkend onderdeel.

Keuze: de volgende maatstaf wordt gebruikt voor het litoraal:

- aantal genera als maat voor de diversiteit

Vaststellen grenzen maatlatten en afleiden EKR's

Voor de geselecteerde maatlatten worden de maxima vastgesteld, rekening houdend met eventuele verschillen tussen de hoofdstromen en Biesbosch, en tussen profundaal en litoraal. Met behulp van deze maximaal bereikbare waarden worden de EKR's afgeleid. Voor de metriek abundantie wordt geen maximum vastgesteld maar een optimum voor de hoogste EKR.

3. Referentiebeschrijving

3.1 Globale referentiebeschrijving (uit: van der Molen & Pot 2007)

Typologie

De abiotische karakteristieken van het watertype zijn weergegeven in Tabel 1. Het KRW watertype R8 komt overeen met de volgende natuurdoeltypen (Bal et al. 2001):

R8 Zoet getijdenwater (uitlopers rivier) op zand/klei = natuurdoeltype

3.11 Zoet getijdenwater subdoeltypen Aquatisch Supplement 3-8, 3-16, 3-17, 3-18.

Tabel 1: Karakterisering van het type op basis van Elbersen et al. 2003

	Eenheid	Range
Verhang	m/km	< 1
Stroomsnelheid	cm/s	< 50
Geologie stroomgebied	>50%	Kiezel
Breedte	m	> 25
Oppervlakte stroomgebied	km ²	> 200
Permanentie	-	Nvt
Getijden	-	Ja (0,3-1,9 m)

Geografie

Rivier, kreek of ander zoetwaterbekken waarin tweemaal daags de stromingsrichting wisselt en het waterpeil grote verschillen vertoont. Zoete getijdenwateren (met een chloridegehalte van maximaal 1 gCl/l) worden aangetroffen op plaatsen waar de rivier invloed ondergaat van de getijdenbeweging van eb en vloed vanuit de zee, via de zoute en brakke getijdenwateren. Zoete getijdenwateren liggen zo ver stroomopwaarts in de riviermonding dat het zoute water niet doordringt. Zoet rivierwater ontmoet de getijden vooral in het zeekleigebied (vooral in de Oude Maas en de Biesbosch), maar ook in de uitlopers van het rivierengebied (zoals de Lek). Door de aanleg van dammen in de brakke en zoute getijdenwateren is het gebied waarin zoet getijdenwater nu voorkomt sterk verkleind en is bovendien veelal een sterk veranderde afgeleide van de natuurlijke variant.

Rivierbegeleidende wateren met getijdeninvloed behoren ook tot het type. Deze semi-stagnante wateren staan aan één kant in open verbinding met de rivier. Het betreft meestal strangen. Het watertype wordt gekenmerkt door de invloed van het getij. Deze invloed uit zich in een dagelijkse waterstandswisseling. Op ondiepe wateren heeft het getij meer effect dan op diepe wateren. Tot dit type behoren enkele wateren langs de Lek, ten westen van Hagenstein, zoals de Binnen-Lek bij Lopik en een oude nevengeul ten oosten van Schoonhoven. Langs de Oude Maas ligt het Zuiddiepje, een rivierbegeleidend water dat ook tot dit type gerekend kan worden, evenals het Balkengat langs de Nieuwe Merwede. Vroeger kwam dit type ook langs de Waal voor,

maar het is daar sinds het grotendeels wegvallen van het getij door de afsluiting van het Haringvliet verdwenen.

Het zoetwatergetijdengebied vormt een uitstekende woonplaats voor de Bever (*Castor castor*). Bevers zijn zelf deels verantwoordelijk voor de allerlei processen in hun leefgebieden door het omknagen van bomen en het bouwen van dammen in nevengeulen.

Hydrologie

Als gevolg van de getijbeweging wisselt tweemaal daags de stroomrichting van het water in het zoetwatergetijdengebied en vertoont het waterpeil sterke fluctuaties (ruim 2 m). De uitstroom van zoet water wordt tijdens de vloed tegengehouden: het water wordt opgestuwd, waardoor vooral in de zoet-brak overgang de stroomrichting omdraait en het waterpeil (minimaal 30 cm) stijgt. De intergetijdenzone is de tweemaal daags droogvallende zone tussen gemiddeld laag water (GLW) en gemiddeld hoog water (GHW). Deze zone kenmerkt zich door een sterk dynamisch milieu. Afhankelijk van de hoogteligging en inundatieduur worden verschillende successiestadia van de vegetatie aangetroffen. De ondiepe delen van het zoetwatergetijdengebied zijn de permanent overstroomde delen, tot een diepte van circa 1 meter beneden GLW. In de diepe stroomgeulen (> 1 m) worden hoge stroomsnelheden bereikt die kunnen oplopen tot anderhalve meter per seconde.

Structuren

De hierbij optredende erosie- en sedimentatieprocessen zijn sturend voor de morfologie van het gebied en zorgen voor de vorming van stroomgeulen, kreken en oeverwallen. Afhankelijk van de stroomsnelheid van het water bestaat de bodem uit zand of slib. Op plaatsen met lagere stroomsnelheden ontstaan zandplaten, slikken en gorzen. Door sedimentatie van materiaal komen ze steeds hoger te liggen. Door erosie en sedimentatie is het diepe stroombed instabiel en wordt de loop van de geulen voortdurend verlegd. Het stroombed bestaat bij sterke stroming grotendeels uit zand, in diepere of langzaam stromende delen wordt slib afgezet.

Chemie

Het water is neutraal (tot basisch) en matig eutroof tot eutroof. De waterbeweging maakt het doorzicht gering. Heinis et al. (2004) geven indicatieve waarden van enkele waterkwaliteitsparameters. Op basis van de koppeling met de natuurdoeltypen kan het type verder als volgt worden gekarakteriseerd (Tabel 2).

Tabel 2: Karakterisering watertype R8.

<i>Waterregime:</i>	<i>open water</i>	<i>Droogvallend</i>	<i>zeer nat</i>	<i>nat</i>	<i>matig nat</i>	<i>vochtig</i>	<i>matigdroog</i>	<i>droog</i>
<i>Zuurgraad:</i>	<i>zuur</i>	<i>matig zuur</i>		<i>zwak zuur</i>		<i>neutraal</i>		<i>basisch</i>
<i>Voedselrijkdom:</i>	<i>oligotroof</i>	<i>mesotroof</i>		<i>zwak eutroof</i>		<i>matig eutroof</i>		<i>eutroof</i>

Biologie

De levensgemeenschap van de intergetijdenzone bestaat uit soorten die zijn aangepast aan de invloed van de getijbeweging. Dit betekent aanpassing aan tijdelijke droogval, variaties in stroming en aan instabiele substraten. Door de extreme omstandigheden zijn deze wateren betrekkelijk soortenarm maar herbergen ze enkele zeer karakteristieke soorten en soortencombinaties. Er zijn migratiemogelijkheden voor fauna door middel van verbinding met andere beken en riviertjes.

Macrofauna

De macrofauna van de zoete getijdenwateren onderscheidt zich van de licht brakke en brakke wateren door het voorkomen van een grotere diversiteit aan insecten en borstelarme wormen. De macrofaunagemeenschap van het stroombed van de diepe geulen is soortenarm met Driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha*) en een aantal (stromingsminnende) borstelarme wormen (*Propappus volki*) en larven van vedermuggen (*Kloosia pusilla*). Op plaatsen met sterke stroming en een instabiel stroombed zijn de omstandigheden slecht. Op plaatsen met minder sterke stroming kunnen zich meer soorten handhaven. Hier zitten zoetwatermosselen, waaronder soorten van de stroommossels (Unioninae) en zwanenmossels (Anodontinae). De macrofaunagemeenschap bevat maar een klein aantal echte karakteristieke zoetwatergetijdensoorten, dit zijn het getijdenslakje (*Mercuria confusa*) en de muggenlarve *Thalassosmittia thalassophila*. Deze soorten zijn voor hun verspreiding in Nederland vrijwel geheel of zelfs geheel aangewezen op het zoetwatergetijdengebied.

3.2 Aanvullingen macrofauna

Referentiesituatie

Het proefschrift van Wolff (1973) geeft veel informatie over de verspreidingspatronen van macrofauna in het gebied van voor de afsluiting.

Volgens dit onderzoek werd de macrofauna in het zoetwatergetijdengebied in het algemeen gedomineerd door wormen en insectenlarven. De intergetijde zandplaten waren zeer soortenarm, met enkel het schelpje *Sphaerium solidum* en de vlokreeft *Gammarus zaddachi* in lage dichtheden. De intergetijde slibrijke platen herbergen meer soorten, waaronder de volgende herbivoren: de oeverloofslak *Perforatella rubiginosa* (nu *Pseudotrichia rubiginosa*), *Potamopyrgus jenkinsi* (nu *Potamopyrgus antipodarum*), *Pseudamnicola confusa* (nu *Mercuria confusa*), *Limnaea peregra* (nu *Radix ovata* of *Radix auricularia*), *Limnaea palustris* (nu *Stagnicola palustris* s.l.) en de gevlekte akkerslak *Agriolimax reticulatus* (nu *Deroceras reticulatum*); de filtreerders *Sphaerium corneum* en meerdere *Pisidium* soorten; de predatoren *Trocheta bykowskii* (nu *Trocheta pseudodina*) en andere bloedzuigers; en een groot aantal soorten wormen en chironomidenlarven.

De meeste van deze soorten zijn niet meer aangetroffen in de onderzoeken waarop de beoordelingsmethode R8-wateren is gebaseerd.

Uit historische data, met behulp van paleolimnologische onderzoek, kunnen mogelijk deels soortenlijsten gereconstrueerd worden. Deels, omdat alleen delen van het chitine pantser van insecten en schelpen worden teruggevonden. Hiermee kan de aanwezigheid van deze soorten aangetoond worden, maar het geeft geen informatie over dichtheden van de verschillende soorten in het verleden.

Globale beschrijving van de huidige macrofauna

Een analyse van de verspreidingskaartjes van soorten gebaseerd op de gegevens van de afgelopen 15 jaar voor de verschillende wateren van het benedenrivierengebied heeft de volgende typerende soorten voor de verschillende deelgebieden opgeleverd:

- De Boven - en de Nieuwe Merwede worden gekenmerkt door rheofiele muggenlarfsoorten (*Chironomus acutiventris*, *Polypedilum scalaenum*, *Propappus volki*, *Robackia demeijerei*, *Paratendipes nubilus* en *Kloosia pusilla*). *Robackia*, *Paratendipes* en *Kloosia* leven in schuivend zand, ze duiden op een hoge dynamiek op de bodem.
- De Dordtsche, Sliedrechtse en Brabantse Biesbosch worden gekenmerkt door soorten van semi-stagnant water, met een beperkte omvang en dynamiek, waarin ook de vegetatie een rol speelt. De soorten *Endochironomus albipennis*, *Mideopsis orbicularis*, *Neumania deltoides* komen hier voor. De soorten *Cladopelma* gr. *laccophila* en *Tanytus* leven voornamelijk op of in modder.
- In de Biesbosch en Haringvliet worden soorten aangetroffen typisch voor stagnant en ondiep water én soorten gebonden aan oevervegetatie, zoals *Forelia variegator*, *Hygrobatas nigromaculatus*, *Limnesia maculata* en *Piona* nymphen. Ook worden muggenlarfsoorten aangetroffen die leven in ondiepe zandbodems met golfslag (*Polypedilum bicrenatum* en *Stictochironomus*) of in de modder (*Einfeldia carbonaria* = *dissidens*).
- In de Amer wordt de Eeltslak (*Lithoglyphus naticoides*) gevonden, deze soort leeft in omstandigheden die vergelijkbaar zijn met die in de randmeren (alleen winddynamiek en beperkte scheepvaart).
- Zowel in de Merwedede als in het Haringvliet wordt de muggenlarve *Chironomus nudiventris* aangetroffen die op de zandige oevers foerageren op diatomeeën.
- In het Hollandsch Diep en Haringvliet graast de muggenlarve *Lipiniella arenicola* diatomeeën op de zandige oevers.
- In het Hollandsch Diep wordt de borstelworm *Paranais frici* als enige soort meer aangetroffen dan elders. Verder wordt het Hollandsch Diep gekenmerkt door het ontbreken van veel soorten, die wel in de Biesbosch en het Haringvliet worden aangetroffen (zie boven). Dit is vrijwel zeker het gevolg van het sedimentatiefront in dit systeem, waardoor voor veel soorten een uiterst ongunstige dynamiek aanwezig is.

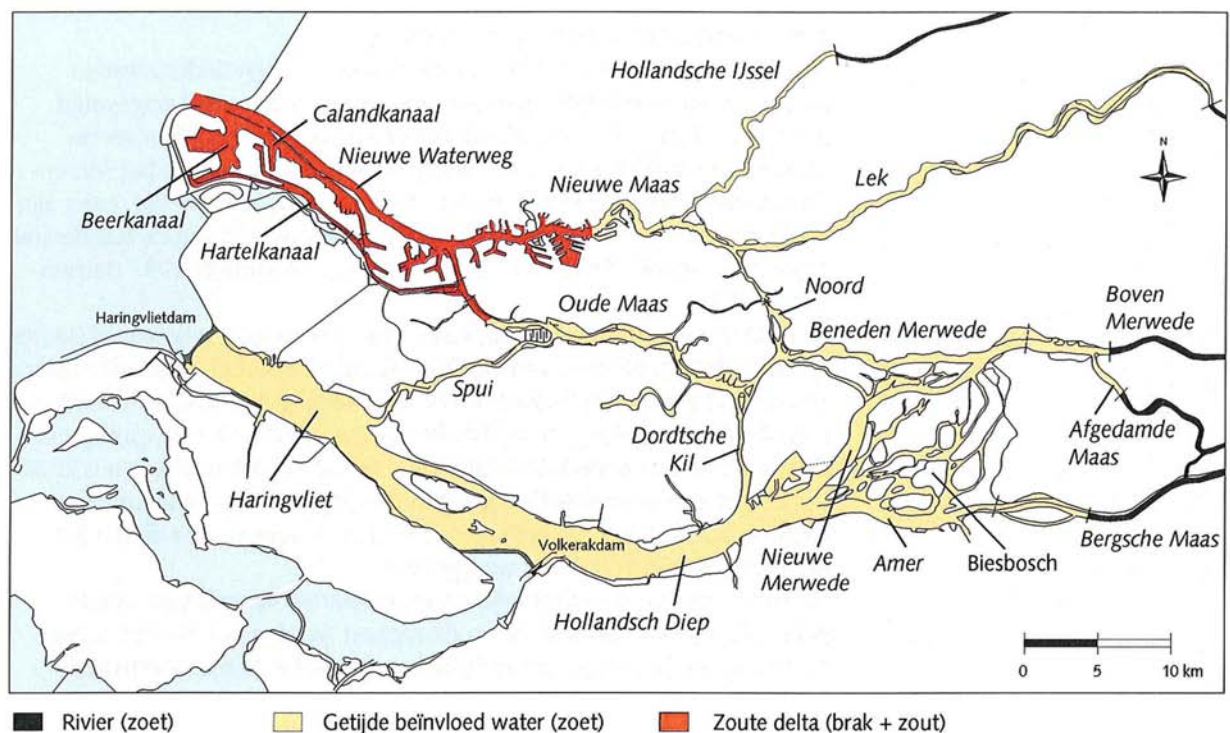
-
- In de Lek worden soorten aangetroffen die duiden op een brakke component (*Cyatura carinata*, *Heteromastis filiformis* en *Nereis spec.*) en de zoetwaterintergetijdensoort *Thalassosmittia thalassophila* en *Mercuria confusa*.

Uit de beschikbare dataset blijkt dat naast deze soorten in dit watertype vooral soorten voorkomen die tolerant zijn voor hoge dynamiek (stroming, droogval, zoutgehalte, etc.).

4. Bouwstenen maatlat MEP/GEP

4.1 Onderscheid hoofdstromen en Biesbosch

Het gebied dat onder invloed staat van het getij strekt zich uit van Hoek van Holland en de Haringvlietsluizen aan de westzijde tot de stuw bij Hagestein (Lek), stuw bij Lith (Maas) en Zaltbommel (Waal) aan de oostzijde. Het omvat de hoofdstromen van de rivieren Rijn, Maas en Hollandsche IJssel alsmede de krekens in aangrenzende gebieden die aangetakt zijn op deze hoofdstromen (met name de Biesbosch). Deze krekens staan meestal haaks op de hoofdstroom en zijn door getijdeninvloeden tot stand gekomen (Figuur 2)



Figuur 2: Overzichtkaart van het R8 gebied.

De belangrijkste morfologische verschillen tussen de Biesbosch krekens en de hoofdstromen zijn:

- lagere stroomsnelheden in de krekens;
- langere verblijftijd;
- minder dynamiek;
- andere erosie- en sedimentatieprocessen.

Deze verschillen in morfologie resulteren in een andere macrofauna soortensamenstelling. Het verschil tussen de hoofdstromen en de Biesbosch komt vooral tot uiting in de diepere delen van de watersystemen en minder in de ondiepe oeverzone.

In het beoordelingsstelsel voor de wateren in het zoetwatergetijdengebied wordt een onderscheid gemaakt tussen de Biesbosch en de hoofdstromen. Dit onderscheid komt tot uiting in de klassengrenzen voor het profundaal. Hoewel de deelmaatlaten identiek zijn, zijn de klassengrenzen verschillend.

4.2 Biotopen

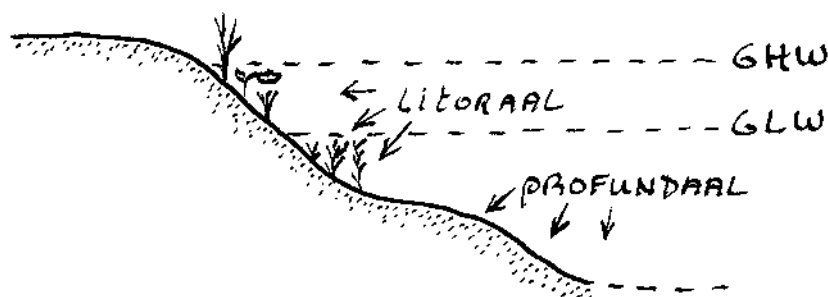
Uit diverse literatuurbronnen komt naar voren dat in het diepere deel (profundaal) de samenstelling van de macrofauna anders is dan in de ondiepe oeverzone (litoraal) (Figuur 3).

De officiële definities van profundaal en litoraal zijn als volgt:

- *Profundaal* is de diepe zone in het water waar onvoldoende licht doordringt voor fotosynthese. De begrenzing van het profundaal ligt dus niet vast maar wordt bepaald door het doorzicht van het water.
- *Litoraal* is de oeverzone, dit omvat het intergetijdengebied (zone tussen hoog en laag water), en het sublitoraal (beneden de laagwaterlijn).

In de huidige praktijk van RWS worden de twee biotopen op een verschillende wijze bemonsterd, wat tot de volgende pragmatische definities leidt:

- Profundaal is de diepe bodem (meestal > 2 m) zonder waterplanten, die met een bodemhapper wordt bemonsterd (Greijdanus et al., 2007)
- Litoraal is de oeverzone, die met een handnet wordt bemonsterd (Reeze et al., 2007).



Figuur 3: Schematisch overzicht van ligging litoraal (oeverzone) en profundaal (diepe bodem). De intergetijdenzone is de zone tussen gemiddeld hoog water (GHW) en gemiddeld laag water (GLW).

Het biotoop profundaal wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van een sediment dat bestaat uit zand, slib, klei of een mengsel hiervan. Typisch is het ontbreken van enige vorm van vegetatie.

Van nature wordt het biotoop litoraal gekenmerkt door een afwisseling van verschillende habitats zoals zandige bodem, slibrijke plekken en de aanwezigheid van vegetatie en dood hout. Het intergetijdengebied wordt gekenmerkt door droogvallende zand- en slibplaten.

Voor het vaststellen van de ecologische kwaliteit van de wateren in het zoetwatergetijdengebied wordt zowel informatie over de macrofauna van het profundaal als van het litoraal gebruikt.

4.3 Pressoren en deelmaatlaten

Het hele zoetwatergetijdengebied staat bloot aan diverse menselijke activiteiten zoals afsluiting van de zee waardoor getijdeninvloed is verdwenen, scheepvaart met fixatie van de rivierstroom en baggerwerkzaamheden als 'benodigdheden', vervuiling van water en sediment, veranderingen in de oever, o.a. oeververdedigingen waardoor habitats zijn verdwenen, etc.

Met de huidige stand van kennis en beschikbare gegevens is het onmogelijk om voor al deze afzonderlijke 'pressoren' afzonderlijke maatlaten op te stellen. Uit de resultaten van de analyses van de beschikbare gegevens (zie achtergrondrapport Peeters et al., 2010) is gebleken dat voor het profundaal een maatlat opgesteld kon worden voor algemene verstoring en voor sedimentvervuiling. Voor het litoraal is een maatlat voor de variatie in de oeverhabitats. Voor beide biotopen is een maatlat voor het zoetwater karakter van de fauna gemeenschap opgesteld (Tabel 3).

Tabel 3: Overzicht van de opbouw van de maatlat ten behoeve van de ecologische beoordeling op basis van macrofauna voor het zoetwatergetijdengebied.

Biotoop	Profundaal			Litoraal	
Deelmaatlat	Zoetwater profundaal	Algemene verstoring	Sedimentvervuiling	Zoetwater litoraal	Diversiteit litoraal
Maatstaf	§ <i>Zoetwater profundaal</i>	§ <i>Diversiteit profundaal</i> § <i>Volledigheid voedselweb</i> § <i>Dichtheden</i>	§ <i>Vervuiling-indicatoren</i> § <i>Abundantie vervuiling-indicatoren</i>	§ <i>Zoetwater litoraal</i>	§ <i>Diversiteit litoraal</i>

Het beoordelingssysteem is ontwikkeld voor het zoetwatergetijdengebied. Het is dan ook belangrijk om vast te stellen in hoeverre de macrofaunagemeenschap het karakter draagt van een zoet- dan wel brakwatersysteem. In het beoordelingssysteem wordt hiervoor de maatstaf **Zoetwater** gehanteerd. Voor het profundaal en het litoraal wordt deze maatstaf afzonderlijk bepaald. Voor litoraal monsters worden meer brakwater soorten geaccepteerd dan voor profundaal monsters.

De algemene verstoring van het profundaal wordt in kaart gebracht door drie maatstaven. De maatstaf **Diversiteit profundaal** is gericht

op het in kaart brengen van de diversiteit van de macrofaunagemeenschap via het aantal aanwezige genera waarbij een hoge diversiteit als gunstig wordt beschouwd. De maatstaf **Volledigheid voedselweb** geeft aan in hoeverre de diverse voedselgildes aanwezig zijn. Hoe completer het voedselweb des te beter de kwaliteit wordt gewaardeerd. De maatstaf **Dichtheden** is gebaseerd op het aantal individuen waarbij zowel lage dichtheden als heel hoge dichtheden als ongewenst beschouwd worden.

De verstoring door sedimentvervuiling wordt met twee maatstaven beoordeeld. De maatstaf **Vervuilingindicatoren** geeft een maat voor het aantal vervuiling indicerende taxa. De maatstaf **Abundantie vervuilingindicatoren** geeft aan hoeveel vervuiling indicerende individuen voorkomen.

In het litoraal is de diversiteit in habitats van essentieel belang en wordt in kaart gebracht door de maatstaf **Diversiteit litoraal** via het aantal aanwezige genera in de oeverzone.

Voor alle maatstaven geldt dat deze een bereik kennen dat loopt van 0 tot 1.

5. Berekenen van de maatstaven

5.1 Voorbewerking van de macrofaunadata

Voor de monsters uit het profundaal worden de gevangen individuen op soortnaam gedetermineerd.

Hoewel voor de monsters uit het litoraal niet alle individuen tot op soortniveau gedetermineerd hoeven te worden, wordt dit determinatieniveau wel aanbevolen. Voor het toepassen van het beoordelingssysteem is het minimaal noodzakelijk de individuen behorend tot Tubificidae, Naididae, Mollusca, Corophidae, Gammaridae, Janiridae, Chironomidae en Corixidae tot op soort te determineren en de rest tot op genus niveau.

De datavoorbewerking bestaat uit de volgende stappen (Reeze et al., 2010):

1. standaardisatie van de naamgeving, conform TWN;
2. verwijderen van niet mee te tellen taxa;
3. controle op voorkomen op indicatorlijst;
4. taxa koppelen aan internationale benaming en codering.

Stap 1: standaardisatie van naamgeving

Allereerst wordt de naamgeving van de taxa in de te toetsen dataset gestandaardiseerd. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van de TWN-lijst², waarin naast de officiële namen van de in Nederland aangetroffen taxa ook synoniemen zijn opgenomen. Als aangetroffen taxa niet één op één aan deze lijst te koppelen zijn, kunnen er verschillende dingen aan de hand zijn.

Het kan zijn dat het taxon wel voorkomt op de TWN-lijst, maar de spelling of schrijfwijze niet overeenkomt. Dit is eenvoudig op te lossen door deze aan te passen. Als dit niet het geval is, moeten de volgende zaken worden gecontroleerd:

- Is het taxon wel te karakteriseren als macrofauna? Het komt regelmatig voor dat er bijvoorbeeld zoöplankton, vissenlarven of in het water belande terrestrische taxa op determinatielijsten terecht komen. Deze worden niet meegeteld bij het toepassen van de maatlat.
- Indien het taxon wel behoort tot de macrofauna, maar niet op de TWN-lijst voorkomt, kan het zijn dat het taxon niet eerder in Nederland is aangetroffen. Als dat zo is en men is zeker van de determinatie, dan kan het taxon worden aangemeld voor de TWN-lijst. Zo niet, dan kan de naamgeving van het taxon eventueel worden aangepast naar een hoger taxon, dat wel op de TWN-lijst voorkomt (bijv. soort wijzigen in genus).

² De meest recente versie van deze lijst is vrij te downloaden op internet (http://www.idsw.nl/standaarden/domeintabellen/taxa_waterbeheer/twn_lijst/)

Stap 2: verwijderen van niet mee te tellen taxa

Voor het toepassen van de maatlat dienen de volgende taxa uit de dataset te worden verwijderd:

- Taxa die niet tot de macrofauna behoren, zoals vissenlarven, zoöplankton (bijv. Cladocera, Ostracoda, Copepoda, Rotifera) of terrestrische taxa.
- Taxa die behoren tot de Bryozoa (stam/phylum), Hydrozoa (klasse) en Spongilidae (familie).
- Taxa die slechts tot op het niveau van (sub)orde konden worden gedetermineerd (bijv. Trichoptera, Acari, Bivalvia, Oligochaeta).

Deze taxa worden niet meegerekend bij de beoordeling van de monsters.

Stap 3: controle op voorkomen op indicatorlijst

Van de resterende taxa dient gecontroleerd te worden of deze voorkomen op de indicatorlijst, zie bijlage A. Taxa die hier niet op voorkomen, worden bij een aantal deelmaatlaten niet meegerekend. Voor taxa waarbij dit het geval is, kunnen de volgende stappen worden doorlopen:

- Controleer met de TWN-lijst of een synoniem van de taxonnaam wel op de indicatorlijst voorkomt. Als dat het geval is, kan de naam van het taxon in de dataset worden aangepast.
- Indien dit niet kan en er komt wel een hoger taxonomisch niveau op de indicatorlijst voor, dan kan het taxon op dat niveau beoordeeld worden. Een niet op de lijst voorkomende soort wordt dan bijvoorbeeld als genus beoordeeld.

Het beoordelen van taxa volgens een bovenliggend taxonomisch niveau moet zoveel mogelijk worden voorkomen. De indicatorwaarden voor (bijvoorbeeld) een genus en de onderliggende soorten komen namelijk niet altijd overeen. Ook wijken de indicatorwaarden van verschillende soorten binnen hetzelfde genus veelal van elkaar af. Als er in een dataset dus individuen voorkomen die tot op soortniveau zijn gedetermineerd, maar ook individuen van hetzelfde genus die slechts tot genusniveau zijn gedetermineerd, en beide komen voor op de indicatorlijst, dan dienen beide taxonomische niveaus afzonderlijk te worden meegeteld bij de beoordeling. Als dat niet kan, dan kan gebruik worden gemaakt van het hogere taxonomisch niveau. Dit geeft naar verwachting een beter beeld van de monstersamenstelling (en dus een meer representatieve score op de deelmaatlat) dan het weglaten van de taxa die niet op de indicatorlijst voorkomen.

Als de aanduiding van een taxon volgens voorgaande aanwijzingen wordt aangepast, dan telt het taxon mee bij de berekening van de deelmaatlaten. Indien er geen koppeling met een taxonnaam van de indicatorlijst mogelijk is, maar het taxon wel meegeteld moet worden (bijvoorbeeld vanwege een groot relatief aandeel in de monstersamenstelling), kan overwogen worden om zelf voedselgildes en indicatorwaarden voor brakwater toe te kennen op basis van literatuur. Het zelf afleiden van indicatorwaarden voor sedimentverontreiniging wordt afgeraden (zie paragraaf 2.3.2).

Stap 4: koppeling met internationale benaming en codering

Voor de berekening van de deelmaatlatten 'algemene verstoring' en/of 'diversiteit litoraal' kan gebruik worden gemaakt van het programma Asterics³. In dat geval dienen alle taxa gekoppeld te worden aan de corresponderende internationale benaming en codering (ID_ART codes), zoals gebruikt door Asterics.

Indien een één op één koppeling niet mogelijk is, dan kunnen de volgende stappen worden gevolgd:

- Ga na of het taxon met een andere schrijfwijze voorkomt (handwerk). De aanduiding van de verschillende taxonomische niveaus is in het internationale systeem anders dan in de TWN-systematiek.
- Indien het taxon niet kan worden teruggevonden, ga dan na of er een synoniem in de TWN-lijst is benoemd, dat wel in de internationale lijst staat.

Als dit niet tot resultaat leidt, dan kan het taxon voor de berekening van de deelmaatlatten gekoppeld worden aan het bovenliggende taxonomisch niveau (dat wel in de internationale lijst voorkomt). Deze situatie doet zich met name voor bij enkele soorten en genera. Met de toegekende genera (of families) kunnen dan de deelmaatlatscores worden berekend.

Voor berekening van de maatstaf **Dichtheden** moeten de abundanties worden uitgedrukt in aantallen individuen per m². De overige maatstaven werken met relatieve abundanties; hier is omrekening naar aantallen per m² niet persé noodzakelijk. Om vergissingen te voorkomen wordt echter aanbevolen om de abundanties om te rekenen naar aantallen individuen per m².

5.2 Beoordelen profundaal monster

Onderstaande methode is geschikt voor het beoordelen van een monster uit het profundaal, dat bemonsterd is door middel van 5 happen met een boxcorer volgens de Rijkswaterstaat Voorschriften (Greijdanus et al., 2007).

Het is ook mogelijk om monsters met een afwijkend bemonsteringsoppervlak te toetsen. Dit heeft alleen gevolgen voor de maatstaf 'diversiteit profundaal' (zie Reeze et al., 2010). Het bemonsterde oppervlak mag echter (bij voorkeur) niet kleiner zijn dan 0,1125 m². Bovendien moet het monster bestaan uit meerdere deelmonsters (3 of meer deelmonsters, genomen op meerdere meters afstand van elkaar).

³ Het programma Asterics en de bijbehorende taxonlijsten zijn vrij verkrijgbaar op internet (<http://www.fliessgewaesser-bewertung.de/en/download/berechnung/>)

5.2.1. Deelmaatlat Zoetwater profundaal

De score voor de maatstaf **Zoetwater profundaal** wordt berekend als het relatieve aandeel van de abundantie van zoetwater soorten (zie Bijlage A).

$$EKR_{\text{zoetwater profundaal}} = \text{fractie abundantie zoetwatersoorten}$$

Indien een soort (of genus) niet op de lijst voorkomt, geldt de brakwater indicatie van het genus (of familie) uit bijlage A waartoe de soort (of genus) behoort. Komt de soort, het genus of de familie niet voor in bijlage A (zie ook de tabel onder de indicatiewaarden voor het litoraal!), dan moet de brakwater indicatie worden bepaald met behulp van literatuur. Bij gebleken tolerantie voor brak of zout water telt de soort mee als brak water indicator (code 1 in bijlage A). Indien er geen informatie kan worden gevonden, dan telt de soort niet mee voor berekening van deze maatstaf.

De grenzen tussen de verschillende EKR-klassen voor deze deelmaatlat zijn niet lineair. De grens tussen goed en matig wordt gelegd op 0.99 (zie Tabel 4). Dan is het relatieve aandeel van brak en zoutwater organismen minder dan 1%. Als meer dan 5% van de individuen brakwater soorten zijn, wordt het monster als ontoereikend beoordeeld.

Tabel 4: Indelen van het bereik van de maatlat 'Zoetwater profundaal' in EKR kwaliteitsklassen.

score maatlat 'Zoetwater profundaal'	EKR oordeel
0.995-1	Zeer goed
0.995-0.990	Goed
0.99-0.95	Matig
0.95-0.50	Ontoereikend
0.50-0	Slecht

5.2.2. Deelmaatlat Algemene verstoring

Voor de algemene verstoring worden 3 maatstaven gebruikt, die eerst afzonderlijk uitgerekend worden.

Diversiteit profundaal

Voor het vaststellen van de score voor de maatstaf **Diversiteit profundaal** wordt het aantal genera geteld dat in het monster is aangetroffen. Dit kan worden uitgevoerd met behulp van het programma Asterics (zie voetnoot op p. 20). De maatlat 'diversiteit profundaal' wordt berekend door het aantal gevonden genera te delen door het maximum aantal genera in de dataset. Dit maximum bedraagt 40 genera voor de hoofdstromen en 51 genera voor de Biesbosch bij een standaard monsternamen van 5 happen met een boxcorer (zie Reeze et al., 2010).

Voor de berekening van het aantal genera in Asterics worden de families in de lijst meegeteld als genus (!). De Tubificidae met en zonder haren worden hierbij als één familie (en dus één genus) geteld.

Met behulp van onderstaande vergelijking is het mogelijk om ook monsters met afwijkende bemonsteringsoppervlakken (afwijkend van 0,3 m²) te toetsen. Hiervoor moet de toetswaarde (het aantal gevonden genera berekend met behulp van Asterics) worden vermenigvuldigd met een vermenigvuldigingsfactor. Deze factor is gelijk aan G(5)/ G(n) waarbij n het aantal box-core happen bedraagt of het bemonsterde oppervlak (in m²)/ 0,06. In tabel 5 is deze factor voor twee veel voorkomende situaties berekend.

De maatlat 'diversiteit profundaal' wordt dan berekend door het aantal gevonden genera, vermenigvuldigd met de vermenigvuldigingsfactor, te delen door het maximum aantal genera in de dataset. Dit maximum bedraagt 40 genera voor de hoofdstromen en 51 genera voor de Biesbosch.

$$G = 5,5353 \cdot \ln(n) + 15,45$$

Waar:

G = aantal aangetroffen genera

n = steekproefomvang (aantal box-core happen) of het bemonsterde oppervlak (in m²)/ 0,06

Tabel 5: Vermenigvuldigingsfactor voor het aantal genera bij afwijkende bemonsteringsoppervlaktes

Bemonstering met	Oppervlak	n	G (5)	G (n)	Verm. factor
3 Boxcorer happen	0,18 m ²	3	24,36	21,53	1,13
5 Eckman-Birge happen	0,1125 m ²	1,875	24,36	18,93	1,27

Volledigheid voedselweb

Voor het vaststellen van de score voor de maatstaf **Volledigheid voedselweb** worden de aangetroffen taxa vergeleken met de lijst van voedselgildes (Tabel 6, Bijlage A) voor de diverse soorten. Het aantal verschillende voedselgildes dat aanwezig is in het monster wordt geteld en vervolgens gedeeld door het getal 10 (het maximaal aantal gildes dat onderscheiden wordt). Dit kan handmatig uitgevoerd worden met behulp van Bijlage A, of met behulp van het programma Asterics (zie voetnoot op p. 20).

Sommige soorten behoren tot meerdere voedselgildes. In deze gevallen worden alle genoemde voedselgildes als 'aanwezig' beschouwd.

Indien een soort (of genus) niet op de lijst voorkomt, geldt het voedselgilde van het genus (of familie) uit bijlage A waartoe de soort (of genus) behoort. Komt de soort, het genus of de familie niet voor in bijlage A, dan moet het voedselgilde worden bepaald met behulp van

Asterics of overige literatuur en daarna toegedeeld worden aan één van de codes uit tabel 6. Indien er geen informatie kan worden gevonden, dan telt de soort niet mee voor berekening van deze maatstaf.

Tabel 6: Onderscheiden voedselgildes (zie Bijlage A)

Voedselgilde	code
Grazers and schrapers	A
Mineerders	B
Houteters	C
Knippers	D
Verzamelaars	E
Actieve filteraars	F
Passieve filteraars	G
Predatoren	H
Parasieten	I
Anders	J

Dichtheden

Voor het vaststellen van de score voor de maatstaf **Dichtheden** wordt het totaal aantal individuen per m² dat in een monster is aangetroffen gehanteerd. De optimum dichtheid voor de hoofdstromen is 1620 en voor de Biesbosch 7500. Deze optima zijn afgeleid van de 'R8-dataset' en komen overeen met de 50-percentiel-waarde (Reeze et al., 2010). De score voor de maatlat wordt als volgt berekend (Abundantie in aantallen per m2):

Hoofdstromen

Indien het totaal aantal individuen kleiner of gelijk is aan het optimum dan wordt de score:

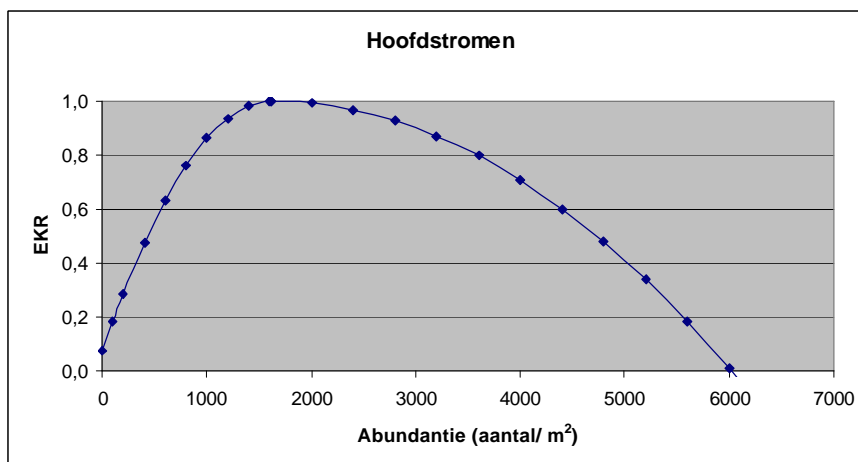
$$\text{Score} = -3,5329\text{E-}07 * \text{Abundantie}^2 + 0,0011432 * \text{Abundantie} + 0,074$$

Indien het totaal aantal individuen groter of gelijk is aan het optimum dan wordt de score:

$$\text{Score} = -5,14\text{E-}08 * \text{Abundantie}^2 + 0,0001664 * \text{Abundantie} + 0,865,$$

waarbij een negatieve score op 0 gesteld wordt.

Het verband tussen de abundantie en de EKR voor de maatlat 'dichtheden' in de hoofdstromen is weergegeven in figuur 4.



Figuur 4: Relatie tussen de abundantie en EKR voor de maatlat 'dichtheden' in de hoofdstromen

Biesbosch

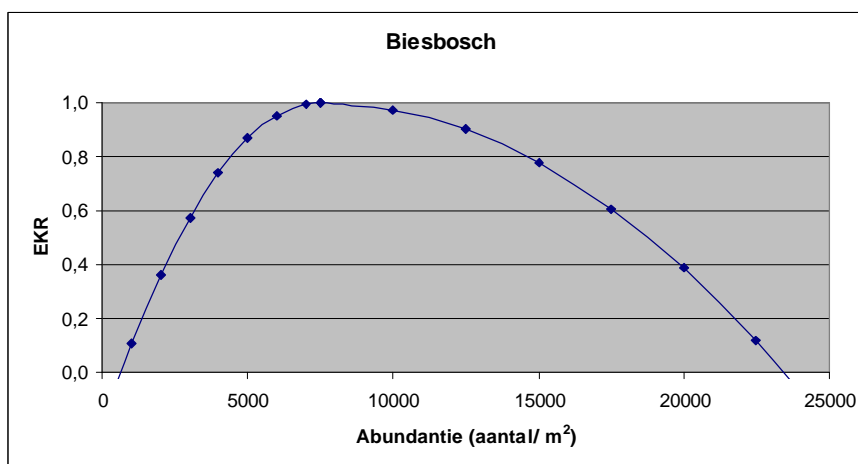
Indien het totaal aantal individuen kleiner of gelijk is aan het optimum dan wordt de score:

Score = $-2,105E-08 * Abundantie^2 + 0,0003157 * Abundantie - 0,184$, waarbij een negatieve score op 0 gesteld wordt.

Indien het totaal aantal individuen groter of gelijk is aan het optimum dan wordt de score:

Score = $-3,924E-09 * Abundantie^2 + 0,0000589 * Abundantie + 0,779$, waarbij een negatieve score op 0 gesteld wordt.

Het verband tussen de abundantie en de EKR voor de maatlat 'dichtheden' in de Biesbosch is weergegeven in figuur 5.



Figuur 5: Relatie tussen de abundantie en EKR voor de maatlat 'dichtheden' in de Biesbosch

Berekening EKR Algemene verstoring

De scores van de afzonderlijke maatstaven worden uiteindelijk gemiddeld om tot een uitspraak over de algemene verstoring te komen.

$$EKR_{\text{algemene verstoring}} = (\text{Score Diversiteit profundaal} + \text{Score Volledigheid voedselweb} + \text{Score Dichtheden})/3$$

De $EKR_{\text{algemene verstoring}}$ wordt in een kwaliteitsklasse omgezet volgens de standaard KRW grenzen:

EKR: 0.8-1.0 = zeer goed
0.6-0.8 = goed
0.4-0.6 = matig
0.2-0.4 = ontoereikend
0-0.2 = slecht

5.2.3. Deelmaatlat Sedimentvervuiling

Voor de sedimentvervuiling worden 2 maatstaven gehanteerd, die eerst afzonderlijk worden uitgerekend.

Vervuilingsindicatoren

Op basis van de aangetroffen taxa en de lijst met indicatoren (Bijlage A) wordt het aantal indicerende taxa bepaald voor schoon sediment, zwak vervuild sediment en vervuild sediment. Op basis van deze getallen wordt de score voor de maatstaf bepaald en wel als volgt:

$$\text{Score} = (\#S + \#Z) / (\#S + \#Z + \#V + 1)$$

Waar:

#S = aantal schoon sediment indicatoren

#Z = aantal zwak vervuild sediment indicatoren

#V = aantal vervuild sediment indicatoren

Indien een soort (of genus) niet op de lijst voorkomt, geldt de vervuilingsindicatie van het genus (of familie) uit bijlage A waartoe de soort (of genus) behoort. Komt de soort, het genus of de familie niet voor in bijlage A, dan geldt de soort als indifferent (algemeen of zeldzaam) en telt de soort niet mee voor berekening van de maatstaf.

Abundantie vervuilingsindicatoren

Op basis van de aangetroffen taxa met bijbehorende abundanties en de lijst met indicatoren (Bijlage A) wordt de score voor de maatstaf op de volgende wijze berekend:

$$\text{Score} = 1 - \{[1 \cdot abS + 2 \cdot abZ + 3 \cdot abV / (abS + abZ + abS)] - 1\} / 2$$

Waar:

abS = abundantie schoon sediment indicatoren

abZ = abundantie zwak vervuild sediment indicatoren

abV = abundantie vervuild sediment indicatoren

Indien een soort (of genus) niet op de lijst voorkomt, geldt de vervuiliingsindicatie van het genus (of familie) uit bijlage A waartoe de soort (of genus) behoort. Komt de soort, het genus of de familie niet voor in bijlage A, dan geldt de soort als indifferent (algemeen of zeldzaam) en telt de soort niet mee voor berekening van de maatstaf.

Berekening EKR Sedimentvervuiling

De scores van de twee afzonderlijke maatstaven worden uiteindelijk gemiddeld om tot een uitspraak over de sedimentvervuiling te komen.

$$EKR_{\text{sedimentvervuiling}} = (\text{Score Vervuiliingsindicatoren} + \text{Score Abundantie vervuiliingsindicatoren})/2$$

De $EKR_{\text{sedimentvervuiling}}$ wordt in een kwaliteitsklasse omgezet volgens de standaard KRW grenzen:

EKR: 0.8-1.0 = zeer goed
0.6-0.8 = goed
0.4-0.6 = matig
0.2-0.4 = ontoereikend
0-0.2 = slecht

5.2.4. Eindoordeel voor profundaal monster

Op basis van de drie deelmaatlaten $EKR_{\text{zoetwater}}$, $EKR_{\text{algemene verstoring}}$ en $EKR_{\text{sedimentvervuiling}}$ wordt eerst per deelmaatlat een kwaliteitsoordeel gegeven. Het eindoordeel voor het profundaal is het laagste kwaliteitsoordeel van de drie deelmaatlaten.

5.3 Beoordelen litoraal monster

De methode die hier beschreven wordt is geschikt voor het beoordelen van een monster uit het litoraal, dat bemonsterd is volgens de Rijkswaterstaat Voorschriften (Reeze et al., 2007). In onnatuurlijke systemen gebeurt de bemonstering meestal door middel van het afborstelen van stenen. In natuurlijke systemen wordt er een multihabitat bemonstering uitgevoerd.

5.3.1. Deelmaatlat Zoetwater litoraal

Ook voor het litoraal is een maatstaf **Zoetwater litoraal** ontwikkeld om het zoetwater karakter te beschrijven, en eventuele brakwater invloeden te herkennen.

De score voor de maatstaf wordt berekend als het relatieve aandeel van de abundantie van zoetwater soorten (zie Bijlage A, tabel onder de indicatiewaarden voor het profundaal).

$$EKR_{\text{zoetwater litoraal}} = \text{fractie abundantie zoetwatersoorten}$$

Indien een soort (of genus) niet op de lijst voorkomt, geldt de brakwater indicatie van het genus (of familie) uit bijlage A waartoe de soort (of genus) behoort. Komt de soort, het genus of de familie niet voor in bijlage A, dan moet de brakwater indicatie worden bepaald met behulp van literatuur. Bij gebleken tolerantie voor brak of zout water telt de soort mee als brak water indicator (code 1 in bijlage A). Indien er geen informatie kan worden gevonden, dan telt de soort niet mee voor berekening van deze maatstaf.

De EKR wordt in een kwaliteitsklasse omgezet volgens de standaard KRW grenzen:

EKR: 0.8-1.0 = zeer goed
0.6-0.8 = goed
0.4-0.6 = matig
0.2-0.4 = ontoereikend
0-0.2 = slecht

5.3.2. Deelmaatlat Diversiteit litoraal

Voor het vaststellen van de score voor de maatstaf **Diversiteit litoraal** wordt het aantal genera geteld dat in het monster is aangetroffen. Dit kan handmatig uitgevoerd worden of met behulp van het programma Asterics. Het aantal aangetroffen genera wordt vervolgens gedeeld door 85 (is maximale score in dataset). Is het aantal aangetroffen taxa groter dan 85 dan wordt de waarde 1 toegekend aan de maatstaf. Voor de berekening van het aantal genera worden de families in de lijst meegeteld als genus (!). De Tubificidae met en zonder haren worden hierbij als één familie (en dus één genus) geteld.

$$EKR_{\text{diversiteit litoraal}} = \text{aantal genera} / 85$$

De EKR wordt in een kwaliteitsklasse omgezet volgens de standaard KRW grenzen.

5.3.3. Eindscore voor litoraal monster

Op basis van de twee deelmaatlaten $EKR_{\text{zoetwater litoraal}}$ en $EKR_{\text{diversiteit litoraal}}$ wordt eerst per deelmaatlat een kwaliteitsoordeel gegeven, waarbij het laagste kwaliteitsoordeel als eindoordeel voor het litoraal geldt.

5.4 Maatlat macrofauna R8

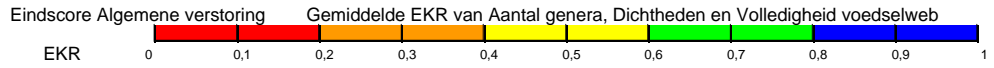
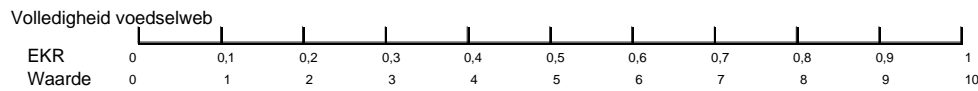
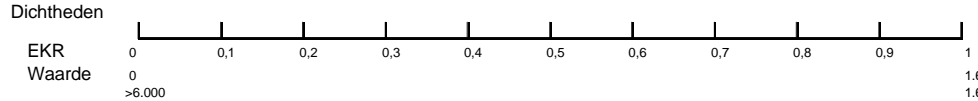
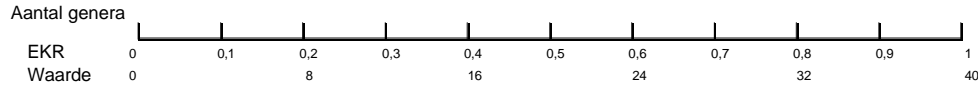
De verschillende maatstaven vormen samen de maatlat. In figuur 6 en 7 is de maatlat grafisch weergegeven voor de hoofdstromen (figuur 6) en de Biesbosch (figuur 7). De maatlat voor de hoofdstromen en de Biesbosch kennen dezelfde deelmaatlaten, maar verschillende klassengrenzen voor het profundaal.

PROFUNDAAL

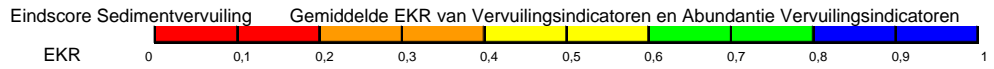
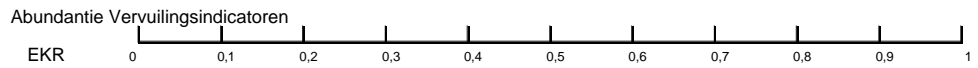
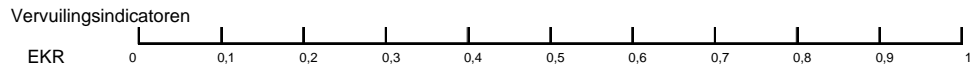
Zoetwater



Algemene verstoring



Sedimentvervuiling

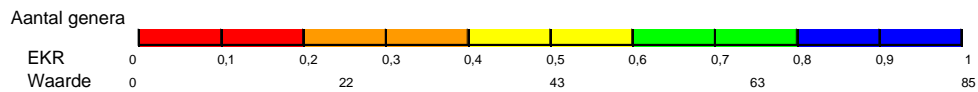


LITORAAL

Zoetwater



Diversiteit



Totale score PROFUNDAAL
Minimum van Zoetwater,
Algemene verstoring en Sedimentvervuiling



Totale score LITORAAL
Minimum van Zoetwater en Diversiteit



Totale Eindscore
Minimum van Score Profundaal
en Score Litoraal



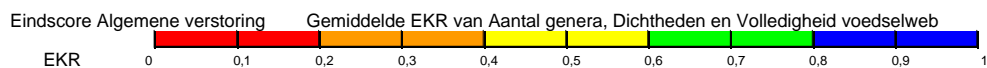
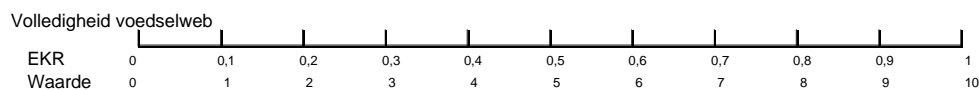
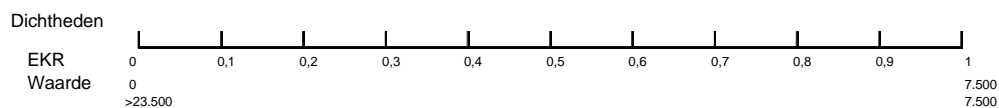
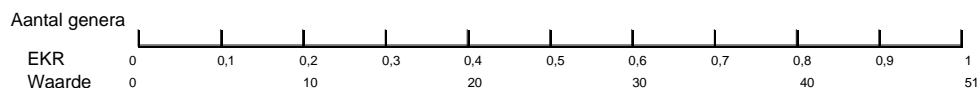
Figuur 6: Maatlat voor de beoordeling van de ecologische kwaliteit op basis van de macrofauna voor intergetijdenwateren behorend tot de hoofdstromen.

PROFUNDAAL

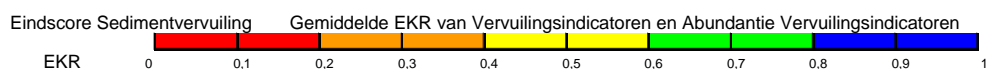
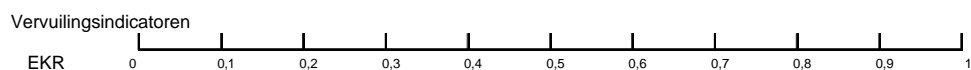
Zoetwater



Algemene verstoring



Sedimentvervuiling

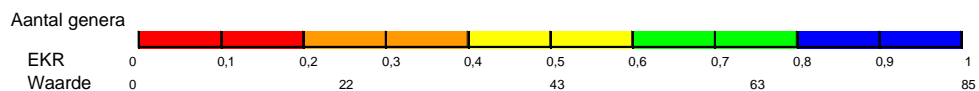


LITORAAL

Zoetwater



Diversiteit



Totale score PROFUNDAAL
Minimum van Zoetwater,
Algemene verstoring en Sedimentvervuiling



Totale score LITORAAL
Minimum van Zoetwater en Diversiteit



Totale Eindscore
Minimum van Score Profundaal
en Score Litoraal



Figuur 7: Maatlat voor de beoordeling van de ecologische kwaliteit op basis van de macrofauna voor intergetijdenwateren behorend tot de Biesbosch

5.5 Monitoring en aggregatie tot eindscore waterlichaam

Het beoordelingssysteem is ontwikkeld op ruimtelijke schaal van locaties waarbij het litoraal en profundaal los van elkaar worden bemonsterd. Voor het in kaart brengen van de ecologische kwaliteit van een watersysteem worden voor het profundaal en het litoraal een x aantal representatieve locaties bemonsterd (zie Reeze et al., 2007 en Greijdanus et al., 2007). De macrofauna wordt gedetermineerd en de scores voor de maatstaven worden berekend alsmede de EKR's. Hierbij worden de profundale monsters beoordeeld met de maatstaven voor het profundaal en de litorale monsters met de maatstaven voor het litoraal.

De eindscores voor de profundale en litorale monsters kunnen zelfstandig gebruikt worden. Zo kunnen profundaal monsters met elkaar vergeleken worden (bijvoorbeeld gesaneerde delen met niet-gesaneerde delen) of natuurlijke oeverlocaties met niet-natuurlijke oeverlocaties.

Om tot een eindoordeel van een waterlichaam te komen, wordt er eerst een eindscore van het profundaal en het litoraal bepaald. De beoordeling verloopt als volgt:

1. Bepalen van het eindoordeel van het profundaal door het gemiddelde te nemen van de scores van de afzonderlijke profundaal monsters.
2. Bepalen van het eindoordeel van het litoraal door het (gewogen) gemiddelde te nemen van de scores van de afzonderlijke litoraal monsters. Het gewogen gemiddelde wordt cf. de richtlijnen monitoring (Van Splunder et al., 2006) genomen op basis van de verhoudingen van de voornaamste oeverstructuren (zie ook bijlage B). Indien hier in het meetnetontwerp geen rekening mee is gehouden, worden de scores gemiddeld.
3. Bepalen van de eindscore van het watersysteem als laagste waarde van de beoordeling van het profundaal en het litoraal.

Overigens kunnen locaties met een lage EKR score als gevolg van een lage score voor de $EKR_{\text{zoetwater}}$ worden weggelaten uit de berekening van het gemiddelde (bijvoorbeeld als de lokatie op de grens van het watertype ligt, waardoor het van 'nature' te zout is). Als de lage score het gevolg is van een verstoring (bijvoorbeeld een lozing van zout of brak water), is dit niet toegestaan!

6. Toepassing: voorbeelden

De werking van het beoordelingssysteem wordt toegelicht aan de hand van twee voorbeeld locaties. Eén locatie is gelegen in de Hollandsche IJssel (globale coördinaten 106.500, 445.100; Figuur 8) en één in de Brabantse Biesbosch (globale coördinaten 114.500, 418.450; Figuur 9). Op beide locaties is zowel een litoraal als een profundaal monster genomen. In de Tabellen 7 en 8 worden de gegevens van de macrofauna van de respectievelijke punten weergegeven.



Figuur 8: Hollandsche IJssel bij Moordrecht (foto Rijkswaterstaat, Arie Naber).



Figuur 9: Brabantse Biesbosch, Gat van de Kielen (foto Rijkswaterstaat, Arie Naber).

Tabel 7: Gegevens over de macrofauna van een locatie gelegen in de Hollandsche IJssel, bemonsterd in 2004.

Litoraal		Profundaal	
Habitat: steen			
Code: HY04M32R		Code: HY04M04	
x: 106.500		x:106.500	
y: 445.100		y: 445.100	
Taxon	Aantal/m2	Taxon	Aantal/m2
Bithynia tentaculata	87.2	Chironomus	44.4
Ceratopogonidae	6.4	Chironomus bernensis	16.7
Chelicorophium curvispinum	6.4	Chironomus nuditarsis	61.1
Chironomus	25.5	Chironomus plumosus agg	27.8
Corophiinae	2.1	Cladopelma laccophila gr	461.1
Dicrotendipes nervosus	612.8	Corbicula fluminea	116.7
Dikerogammarus villosus	8.5	Einfeldia carbonaria	22.2
Dreissena polymorpha	2.1	Limnodrilus claparedeianus	207.8
Ecnomus tenellus	2.1	Limnodrilus hoffmeisteri	228.9
Enchytraeidae	17.0	Microchironomus tener	172.2
Erpobdella	6.4	Paracladius conversus	5.6
Gammaridae	72.3	Pisidium casertanum	11.1
Gammarus	6.4	Pisidium casertanum plicatum	11.1
Gammarus duebeni	2.1	Pisidium supinum	11.1
Glyptotendipes pallens agg	119.1	Polypedilum nubeculosum	5.6
Helobdella stagnalis	19.1	Potamothrix bedoti	5.6
Hypania invalida	4.3	Potamothrix moldaviensis	46.7
Limnophyes	85.1	Procladius	316.7
Nais pardalis	936.2	Quistadrilus multisetosus	397.8
Parachironomus "Kampen"	8.5	Tanytus punctipennis	72.2
Paranais litoralis	680.9	Tanytarsus	5.6
Polypedilum nubeculosum	17.0	Thalassosmittia thalassophila	5.6
Procladius	8.5	Tubifex tubifex	17.8
Pseudosmittia arenaria	17.0	Tubificidae met haarborstels	35.6
Stylaria lacustris	476.6	Tubificidae zonder haarborstels	476.7
Thalassosmittia thalassophila	459.6		

Tabel 8: Gegevens over de macrofauna van een locatie gelegen in de Brabantse Biesbosch, bemonsterd in 1994.

Litoraal		Profundaal	
Habitat: Hout en zand		Code BB94019	
Code BB94 BU		x:114.046	
x: 114.927		y: 418.899	
y: 417.933			
Taxon	Aantal/m2	Taxon	Aantal/m2
Aulodrilus japonicus/pluriset	1	Alboglossiphonia heteroclita	5.7
Aulodrilus limnobius	1	Anisus vortex	5.7
Bithynia leachi	25.5	Branchiura sowerbyi	19.7
Bithynia tentaculata	40.5	Chironomus plumosus agg	33.3
Chelicorophium curvispinum	45	Cryptochironomus	88.7
Chironomus	55	Dreissena polymorpha	250.0
Cladotanytarsus atridorsum	4	Einfeldia carbonaria	11.0
Cladotanytarsus mancus gr	106.5	Forelia variegator	5.7
Coenogroniidae	0.5	Gammarus	27.7
Corophiidae	1.5	Helobdella stagnalis	5.7
Cricotopus intersectus agg	104	Hemiclepsis marginata	5.7
Dero digitata	29.5	Limnesia maculata/angustata	16.7
Dreissena polymorpha	420	Limnodrilus claparedeianus	167.3
Ecnomus tenellus	5	Limnodrilus hoffmeisteri	289.0
Einfeldia carbonaria	6	Piona coccinea	5.7
Enchytraeidae	2.5	Pisidium	81.7
Endochironomus albipennis	27	Pisidium casertanum	171.7
Erpobdella octulata	1.5	Pisidium casertanum ponderosum	16.0
Gammarus	197	Pisidium henslowanum	695.7
Gammarus tigrinus	36.5	Pisidium moitessierianum	207.0
Glyptotendipes	3851	Pisidium nitidum	467.3
Glyptotendipes pallens agg	1542	Polypedilum bicrenatum	33.3
Glyptotendipes paripes	8	Potamopyrgus antipodarum	16.7
Helobdella stagnalis	1.5	Potamothenix moldaviensis	161.0
Hemiclepsis marginata	0.5	Procladius	55.7
Micronecta	8	Psammoryctides barbatus	5.7
Mystacides longicornis	4.5	Quistadrilus multisetosus	318.0
Nais barbata	2	Sphaerium solidum	5.7
Nais pardalis	7.5	Tubifex tubifex	70.7
Oecetis ochracea	0.5	Tubificidae met haarborstels	51.0
Ophidonais serpentina	1	Tubificidae zonder haarborstels	3095.7
Orthetrum	0.5	Uncinai uncinata	19.7
Orthocladius	52	Unio pictorum	5.7
Pisidium casertanum	170	Valvata piscinalis	882.0
Pisidium henslowanum	352.5	Vejdovskyella intermedia	33.3
Pisidium moitessierianum	36.5		
Pisidium nitidum	42.5		
Polypedilum nubeculosum	3		
Polypedilum sordens	260		
Potamopyrgus antipodarum	85		
Proasellus coxalis	1.5		
Procladius	4		
Sphaerium corneum/nucleus	18		
Tanytarsus	21.5		
Tubifex ignotus	2		
Tubificidae zonder haarborstels	64.5		
Unio pictorum	12		
Unionicola aculeata	5.5		
Valvata piscinalis	366		

Voor beide locaties geldt dat geen enkel aangetroffen taxon behoort tot de indicatoren voor **brak/zout water**.

Het **aantal genera** voor de Hollandsche IJssel bedraagt 25 voor het litoraal en 17 voor het profundaal. Voor het punt in de Brabantse Biesbosch is dit 38 voor het litoraal en 28 voor het profundaal.

In de Tabellen 9 en 10 wordt voor de monsters van het profundaal aangegeven tot welk voedselgilde de aangetroffen taxa behoren en wat de indicaties voor de sedimentverontreiniging zijn.

Tabel 9: Voedselgilde en vervuilingindicatie voor de taxa uit het profundaal monster uit de Hollandsche IJssel.

Profundaal			
Code: HY04M04			
x: 106.500			
y: 445.100			
Taxon	Aantal/m2	Voedselgilde	Indicatie Sedimentvervuiling
Chironomus	44.4	Verzamelaar, Actieve filteraar	Sterk
Chironomus bernensis	16.7	Verzamelaar, Actieve filteraar	Sterk
Chironomus nuditarsis	61.1	Verzamelaar, Actieve filteraar	Sterk
Chironomus plumosus agg	27.8	Verzamelaar, Actieve filteraar	Sterk
Cladopelma laccophila gr	461.1	Verzamelaar	Sterk
Corbicula fluminea	116.7	Actieve filteraar	Indifferent
Einfeldia carbonaria	22.2	Verzamelaar, Actieve filteraar	Sterk
Limnodrilus claparedeianus	207.8	Verzamelaar	Indifferent
Limnodrilus hoffmeisteri	228.9	Verzamelaar	Indifferent
Microchironomus tener	172.2	Verzamelaar	Sterk
Paracladius conversus	5.6	Verzamelaar, Grazer en schraper	Sterk
Pisidium casertanum	11.1	Actieve filteraar	Indifferent
Pisidium casertanum plicatum	11.1	Actieve filteraar	Sterk
Pisidium supinum	11.1	Actieve filteraar	Sterk
Polypedilum nubeculosum	5.6	Verzamelaar, Grazer en schraper, Actieve filteraar	Sterk
Potamothrix bedoti	5.6	Verzamelaar	Indifferent
Potamothrix moldaviensis	46.7	Verzamelaar	Indifferent
Procladius	316.7	Predator, Verzamelaar	Indifferent
Quistadrilus multisetosus	397.8	Verzamelaar	Zwak
Tanytus punctipennis	72.2	Predator, Verzamelaar	Zwak
Tanytarsus	5.6	Verzamelaar, Grazer en schraper	Sterk
Thalassosmittia thalassophila	5.6	Grazer en schraper	Zwak
Tubifex tubifex	17.8	Verzamelaar	Zwak
Tubificidae met haarborstels	35.6	Verzamelaar	Indifferent
Tubificidae zonder haarborstels	476.7	Verzamelaar	Indifferent

In het profundaal monster uit de Hollandsche IJssel komen 4 verschillende **voedselgildes** voor en in het monster uit de Biesbosch 7 gildes.

De totale **abundantie** voor het profundaal monster uit de Hollandsche IJssel bedraagt 2784; voor de Brabantse Biesbosch is dit 7331.

Voor het bepalen van de maatlat **Vervuilingindicatoren** wordt eerst het aantal taxa per vervuilingklasse geteld. In het monster uit de Hollandsche IJssel zijn twee taxa indifferent, er zijn geen indicatoren voor schoon sediment aangetroffen, 4 taxa die een zwakke verontreiniging en 11 taxa die een sterke verontreiniging indiceren. In het monster uit de Biesbosch zijn 15 taxa indifferent, 10 taxa die een zwakke verontreiniging en 10 taxa die een sterke verontreiniging indiceren. De scores voor de maatlat **Vervuilingindicatoren** wordt dan:

Hollandsche IJssel: **Vervuilingindicatoren** = $4/(4+11+1)=0.25$

Brabantse Biesbosch: **Vervuilingindicatoren** = $10/(10+10+1)=0.48$

Voor de berekening van de maatlat **Abundantie vervuilingindicatoren** worden eerst de gevonden aantallen per sediment categorie gesommeerd. Dit levert voor de Hollandsche IJssel 0 individuen voor schoon indicatoren, 493.4 voor zwak indicatoren en 844.5 voor de sterk indicerende soorten en voor de Biesbosch respectievelijk 0, 558.7 en 397. De score voor de maatstaf wordt dan:
Hollandsche IJssel: $1-[(1*0+2*493.4+3*844.5)/(0+493.4+844.5)-1]/2=0.18$

Brabantse Biesbosch: $1 - [(1 \cdot 0 + 2 \cdot 558.7 + 3 \cdot 397) / (0 + 558.7 + 397) - 1] / 2 = 0.29$.

De $EKR_{\text{Sedimentvervuiling}}$ wordt dan:

Hollandsche IJssel: $(0.25 + 0.18) / 2 = 0.22$

Brabantse Biesbosch: $(0.48 + 0.29) / 2 = 0.39$.

Tabel 10: Voedselgilde en vervuilingsindicatie voor de taxa uit het profundaal monster uit de Brabantse Biesbosch.

Profundaal			
BB94019			
x: 114.046			
y: 418.899			
Taxon	Aantal/m2	Voedselgilde	Sedimentvervuiling
Alboglossiphonia heteroclita	5.7	Predator	Zwak
Anisus vortex	5.7	Grazer en schraper, Knipper, Anders	Indifferent
Branchiura sowerbyi	19.7	Verzamelaar	Zwak
Chironomus plumosus agg	33.3	Verzamelaar, Actieve filteraar	Sterk
Cryptochironomus	88.7	Predator, Verzamelaar	Zwak
Dreissena polymorpha	250.0	Actieve filteraar	Sterk
Einfeldia carbonaria	11.0	Verzamelaar, Actieve filteraar	Sterk
Forelia variegator	5.7	Predator	Sterk
Gammarus	27.7	Knipper, Verzamelaar, Anders	Indifferent
Helobdella stagnalis	5.7	Predator	Sterk
Hemiclepsis marginata	5.7	Parasiet	Sterk
Limnesia maculata/angustata	16.7	Predator	Sterk
Limnodrilus claparedeianus	167.3	Verzamelaar	Indifferent
Limnodrilus hoffmeisteri	289.0	Verzamelaar	Indifferent
Piona coccinea	5.7	Predator	Zwak
Pisidium	81.7	Actieve filteraar	Indifferent
Pisidium casertanum	171.7	Actieve filteraar	Indifferent
Pisidium casertanum ponderosum	16.0	Actieve filteraar	Sterk
Pisidium henslowanum	695.7	Actieve filteraar	Indifferent
Pisidium moitessierianum	207.0	Actieve filteraar	Indifferent
Pisidium nitidum	467.3	Actieve filteraar	Indifferent
Polypedilum bicrenatum	33.3	Knipper, Verzamelaar	Sterk
Potamopyrgus antipodarum	16.7	Verzamelaar, Anders, Grazer en schraper, Knipper	Indifferent
Potamothenis moldaviensis	161.0	Verzamelaar	Indifferent
Procladius	55.7	Predator, Verzamelaar	Indifferent
Psammoryctides barbatus	5.7	Verzamelaar	Zwak
Quistadrilus multisetosus	318.0	Verzamelaar	Zwak
Sphaerium solidum	5.7	Actieve filteraar	Zwak
Tubifex tubifex	70.7	Actieve filteraar	Zwak
Tubificidae met haarborstels	51.0	Actieve filteraar	Indifferent
Tubificidae zonder haarborstels	3095.7	Actieve filteraar	Indifferent
Uncinaxis uncinata	19.7	Actieve filteraar	Sterk
Unio pictorum	5.7	Actieve filteraar	Zwak
Valvata piscinalis	882.0	Verzamelaar	Indifferent
Vejdovskyella intermedia	33.3	Verzamelaar	Zwak

In Tabel 11 worden de scores voor de maatstaven en de uitkomsten van de deel- en totaalbeoordeling gegeven.

Uit de resultaten van de beoordeling komt naar voren dat de Hollandsche IJssel matig scoort voor de algemene verstoring voor het profundaal en ontoereikend voor zowel de sedimentvervuiling als voor de diversiteit van de oever. De Brabantse Biesbosch heeft een goede score voor de algemene verstoring, een ontoereikende score voor de sedimentvervuiling en een matige score voor de oever.

Tabel 11: Overzicht van de scores voor de maatstaven en de EKR voor de twee voorbeeldmonsters.

Deelmaatlatten	maatstaf	BB94019		HY04M04	
		Score	EKR	Score	EKR
Profundaal					
	Zoetwater profundaal	1	1.00	1	1.00
	Algemene verstoring				
	Diversiteit profundaal	28	0.62	17	0.49
	Volledigheid Voedselweb	7	0.70	4	0.40
	Dichtheden	7331	0.98	2784	0.56
	Totaal		0.77		0.48
	Sediment vervuiling				
	Vervuilingsindicatoren	0.48		0.25	
	Abundantie vervuilingsindicatoren	0.29		0.18	
	Totaal	0.39	0.39	0.22	0.22
Litoraal					
	Zoetwater litoraal	1	1.00	1	1.00
	Diversiteit litoraal	38	0.45	25	0.29
Kwaliteitsoordeel profundaal		ontoereikend		ontoereikend	
Kwaliteitsoordeel litoraal		matig		ontoereikend	

7. Conclusies en aanbevelingen

De maatlat beschreven in dit rapport is ontwikkeld voor de beoordeling van de macrofauna in het zoetwatergetijdengebied (R8). Deze maatlat is ook toepasbaar voor het Ketelmeer. De maatlat onderscheidt profundaal monsters en litoraal monsters, en beschrijft effecten van algemene verstoring en van sedimentvervuiling. Uit de validatie bleek dat de maatlat goed toepasbaar is om verschillen in locaties te onderscheiden (zie ook Peeters et al., 2010).

In principe is de maatlat alleen geschikt voor toepassing voor het gebied waarvoor het ontwikkeld is: het zoetwatergetijdengebied en het Ketelmeer. Mogelijk is de maatlat en met name de deelmaatlat voor sedimentvervuiling ook toepasbaar in andere situaties. Dit is nader onderzocht in Reeze et al., 2010.

Voor het aspect sedimentvervuiling is een nieuwe deelmaatlat ontwikkeld, omdat de bestaande beoordelingsmethoden onvoldoende onderscheidend waren. Deze deelmaatlat is gebaseerd op een grote dataset en gevalideerd (zie ook Peeters et al., 2010). De waarde van de deelmaatlat moet verder worden getoetst door toepassing in de praktijk.

Een andere manier om de maatlat verder te toetsen en te ontwikkelen is het vergelijken van de indicatiewaarden uit bijlage A met de PAF-waarden voor deze soorten. Binnen het toetsprogramma OMEGA wordt bovendien gewerkt aan een aparte module op basis van PAF-waarden voor macrofaunasoorten.

De relatie tussen de maatlatresultaten en msPAF-waarden voor monsters uit de 'R8-dataset' is onderzocht door Reeze et al. (2010). In dit onderzoek zijn ook de indicatiewaarden voor de soorten uit bijlage A vergeleken met indicatiewaarden uit andere studies.

De macrofaunagegevens die gebruikt zijn voor de ontwikkeling van deze maatlat zijn afkomstig uit verschillende projecten van Rijkswaterstaat. De bemonstering van het litoraal is op verschillende manieren uitgevoerd; meestal is specifiek één habitat bemonsterd. De huidige richtlijn schrijft een multi-habitat bemonstering voor in het najaar.

De specifieke intergetijdenzone was slecht vertegenwoordigd in de dataset. De huidige maatlat kan daar dan ook geen kwaliteitsoordeel over geven. Door de afsluiting van de zeearmen is dit habitat vrijwel verdwenen. Om het gemis aan data van de intergetijdenzone op te lossen, wordt aanbevolen om dit habitat specifiek te onderzoeken. Het Stormpolderdervloedbos kan daarbij als voorbeeld dienen. Aanbevolen wordt om de methoden voor onderzoek naar de intergetijdenzone af te stemmen met de bestaande monitoringvoorschriften.

De maatlat voor het profundaal is gebaseerd op de dataset van het saneringsonderzoek. Voor dit onderzoek is meestal bemonsterd met 3

boxcorer happen. Inmiddels is duidelijk dat voor de bemonstering van het profundaal minimaal 5 happen benodigd zijn (Reeze, 2008). Dit is ook verwerkt in de huidige monitoringvoorschriften (Greijdanus et al., 2007). Het effect van het aantal happen op de maatlatresultaten is onderzocht in Reeze et al. (2010). De resultaten van dit onderzoek zijn verwerkt in dit maatlatdocument.

Daarnaast is ook het bemonsteringsseizoen van belang. De saneringsonderzoeken vinden altijd plaats in het voorjaar. Omdat de maatlat op deze onderzoeken is gebaseerd, is de maatlat direct toepasbaar op monsters uit het voorjaar. Voor routinematige monitoring (Monitoring van de Waterstaatkundige Toestand des Lands MWTL) wordt het profundaal echter in het najaar bemonsterd (Reeze, 2008). De maatlat is daarom niet zonder meer toepasbaar voor de resultaten van deze monitoring. Aanbevolen wordt om het effect van het bemonsteringsseizoen op de uitkomsten van de maatlat nader te onderzoeken. Hierbij kan gebruik worden gemaakt van lopend saneringsonderzoek in het voorjaar (Nieuwe Merwede, Haringvliet) of routinematige monitoring in het najaar (jaarlijkse bemonsteringen in Haringvliet, Hollands Diep en Biesbosch).

Tenslotte is er in het nabije verleden een aanzet gemaakt voor een beoordelingsmethode op basis van nematoden (Kerkum, 2005). Voor nematoden is ook een grote dataset beschikbaar (nematoden, chemie en fysica). Een maatlat voor nematoden zou het signaal vanuit de biologie (biologische effecten) verder kunnen versterken en daarmee bijdragen aan beter onderbouwde saneringsbesluiten.

In deze rapportage en het achtergronddocument is een bruikbare analysemethode gepresenteerd die heeft geleid tot een onderbouwde en gevalideerde maatlat. Aanbevolen wordt om deze analysemethode ook toe te passen op de bestaande dataset van nematoden en daarmee een goede maatlat te ontwikkelen voor nematoden.

8. Literatuur

- AquaSense (1993). Biologische typologie zoete waterbodems. Normaalwaarden voor biologische parameters. In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Dienst Getijdewateren en Regionale Directies van Rijkswaterstaat. Rapport nr. 92.0241.
- Bal, D., H.M. Beije, M. Fellingier, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhoff (2001). Handboek Natuurdoeltypen, Tweede geheel herziene editie. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.
- De Lange, H.J., J. de Jonge & E.T.H.M. Peeters (2005). Draagkracht in het riviereengebied voor vogels en vissen; productie van macrofauna in relatie tot sedimentverontreiniging en voedsel. RIZA rapport 2005.002; AKWA rapport 05.004; ISBN 9036957117.
- Den Besten, P.J. (1993). Biotisch effectonderzoek ten behoeve van Nader Onderzoek Nieuwe Merwede. Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland 5.500.4.2 / RIZA nota nr 93.020.
- Den Besten, P.J., G.A.J. Mol, C.A. Schmidt, & J.C. van Hees (1997). Eindnota Nader Onderzoek Waterbodem Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch. Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland nota APS/96.111 / RIZA nota nr 97.047.
- Den Besten, P.J. (1997). Biotisch effectonderzoek Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch. Nader Onderzoek Waterbodem. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad, nota nr 97.098.
- Den Besten, P.J. (1999). Biologische en chemische monitoring pilot saneringen in Nieuwe Merwede en Spijkerboor Onderzoek 1992-1998. RIZA werkdocument 99.005x.
- De la Haye, M.A.A., H. Keidel en A.J.G. Reeze (2006). Overzicht onderzoek naar normaalwaarden voor macrofauna en nematoden. Ten behoeve van de ecologische beoordeling van waterbodems. RWS Waterdienst, Lelystad.
- De Lange, H.J., J. Oosterbaan, F.C.M. Kerkum en A.J.G. Reeze (2006). Overzicht methoden bemonstering en beoordeling ecologische waterbodempkwaliteit. RWS Waterdienst, Lelystad.
- Dudok van Heel, H.C., H. Smit & S.M. Wiersma (1992). Macrofauna in de diepe waterbodems van het noordelijk deltabekken. RIZA nota nr 91.051, publicaties en rapporten van het project "Ecologisch Herstel Rijn" nr 39-1992.

Elbersen, J.W.H., P.F.M. Verdonschot, B. Roels & J.G. Hartholt (2002). Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW). I. Typologie Nederlandse Oppervlaktewateren. Alterra-rapport 669.

Eys, Y.A. & P.J. den Besten (2001). Biotisch effectonderzoek Haringvliet Biesbosch: nader onderzoek waterbodembodemkwaliteit. RIZA rapport 2001.007, ISBN 9036953073

Greijdanus-Klaas, M., A.J.G. Reeze en A. Naber (2007) Bemonstering van macrofauna en bodemchemie in het profundaal; veldapparaat: boxcorer, Ekman-Birgehopper, van Veen happer, werpkorf en steekbuis. Rijkswaterstaat Voorschrift Nr. 913.00.B051; Versie 1.0

Heinis, F., C.R.J. Goderie & H. Baretta-Bekker (2004). Referentiewaarden Algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen; Achtergronddocument. HWE/Adviesbureau Goderie/RIKZ.

Kerkum, F.C.M. (2005). Nematoden als instrument voor het beoordelen van waterbodems. Methodeontwikkeling en toepassing in de praktijk. RIZA, Lelystad. RIZA werkdocument 2004.039X.

Klink, A. (1994). Makro-evvertebraten in relatie tot bodemvormingprocessen in de Nieuwe Merwede, Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch. Hydrobiologisch Adviesburo Klink bv Wageningen Rapporten en Mededelingen 49.

Oosterbaan, J. (2005). "Normaalranges" voor macrofauna-parameters in sediment in de grote rivieren. Een verkenning. RIZA, Lelystad. RIZA werkdocument 2004.223X. AKWA werkdocument 05.002.

Peeters, E.T.H.M. (2001) Benthic macroinvertebrates and multiple stressors; quantification of the effects of multiple stressors in field, laboratory and model settings. Proefschrift Wageningen Universiteit.

Peeters, E.T.H.M. (Wageningen Universiteit), H.J. de Lange (Alterra), M.A.A. de la Haye (Grontmij), H.A. Rutjes (Grontmij) & L.M. Janmaat (Grontmij) (2010). Achtergrondrapport KRW-maatlat macrofauna R8. Bewerking en analyse data. Grontmij Rapportnummer: 228629-2

Postma, J.F. & P.J. den Besten (2001). Biotisch effectonderzoek Sliedrechtse Biesbosch: nader onderzoek waterbodembodemkwaliteit. RIZA rapport 2001.027, ISBN 9036953812.

Reeze, A.J.G., M. Greijdanus-Klaas en A. Naber (2007). Bemonstering van macrofauna in het litoraal; methode: handnet en stenen. Rijkswaterstaat Voorschrift Nr. 913.00.B050; Versie 1.0

Reeze, A.J.G. (2008). Biologische monitoring zoete rijkswateren. Meetnet macrofauna. RWS Waterdienst, Lelystad. Intern document nummer BM08.06.

Reeze, A.J.G., J. Postma, E.T.H.M. Peeters, R.J. Hoijtink, W.J.J. de Bruijne en R. Keijzers (2010). Vervolgwerkzaamheden KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8). ARCADIS, Apeldoorn. In opdracht van Deltares. 11 februari 2010.

Van der Molen, D.T. & R. Pot (2007) Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water. STOWA Rapportnummer 2007-32 ISBN 978.90.5773.383.3.

Van Splunder, I., T.A.H.M. Pelsma en A. Bak. (red.) (2006). Bijlagen richtlijnen monitoring oppervlaktewater Europese Kaderrichtlijn Water. Richtlijnen voor waterbeheerders.

Wolff, W.J. (1973). The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse, and Scheldt. Proefschrift Leiden.

Wijnhoven, S., W. Sijm, & H. Hummel (2007). Historische ontwikkeling bodemdier gemeenschappen Noordelijke delta: Analyse van het Haringvliet en vergelijking met het Hollands Diep en de Biesbosch. Sander Wijnhoven, Wil Sijm en Herman Hummel. Monitor Taakgroep (KNAW/NIOO-CEME). Eindrapportage mei 2007

Bijlage A Soortenlijst met indicatorwaarden

N.B. Overgenomen uit Reeze et al., 2010.

Aangetroffen taxa in *profundaal* monsters, met voedselgilde en indicatorwaardes voor brak water en sedimentvervuiling.

Gebruikte codes

Voedselgildes

- A Grazers en schrapers
- B Mineerders
- C Houteters
- D Knippers
- E Verzamelaars
- F Actieve filteraars
- G Passieve filteraars
- H Predatoren
- I Parasieten
- J Anders

Brak water

- 0 Zoetwater indicator
- 1 Brakwater indicator

Sediment vervuiling

- Indifferent (algemeen of
- 1 Indicator voor schoon sediment
- 2 Indicator voor zwak verontreinigd
- 3 Indicator voor verontreinigd

Taxonnaam	Voedselgilde	Brak	Sediment
<i>Ablabesmyia</i>	H/E	0	-1
<i>Acentria ephemerella</i>	D	0	-1
<i>Aricotopus lucens</i>	E	0	-1
<i>Acroloxus lacustris</i>	A	0	-1
<i>Agraylea</i>	J	0	-1
<i>Agraylea multipunctata</i>	J	0	
<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>	H	0	2
<i>Anatopynia plumipes</i>	H/E	0	-1
<i>Ancylus fluviatilis</i>	A	0	-1
<i>Anisus leucostoma</i>	A/D/J	0	-1
<i>Anisus vortex</i>	A/D/J	0	-1
<i>Anodonta anatina</i>	F	0	2
<i>Anodonta cygnea</i>	F	0	-1
<i>Apocorophium lacustre</i>	D	1	-1
<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i>	H/E	0	-1
<i>Arrenurus</i>		0	
<i>Arrenurus crassicaudatus</i>	H	0	1
<i>Asellus</i>	E/D/A	0	
<i>Asellus aquaticus</i>	E/D/A	0	1
<i>Aulodrilus japonicus/pluriseta</i>	E	0	2
<i>Aulodrilus limnobius</i>	E	0	-1
<i>Aulodrilus pigueti</i>	E	0	-1
<i>Balanus</i>	G	1	
<i>Balanus improvisus</i>	G	1	-1
<i>Bithynia leachi</i>	F/A/E	0	3
<i>Bithynia tentaculata</i>	F/A/E	0	3
<i>Branchiura sowerbyi</i>	E	0	2
<i>Bryophaenocladus</i>	A	0	-1
<i>Caenis</i>	E	0	1
<i>Caenis luctuosa</i>	E	0	
<i>Calopteryx</i>	H	0	-1
<i>Cataclysta lemnata</i>	D	0	-1
<i>Ceratopogonidae</i>	H	0	3
<i>Chaetocladus piger agg.</i>	E/A	0	-1
<i>Chaetogaster diaphanus</i>	H	0	2
<i>Chaoborus flavicans</i>	H	0	2
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	F	0	2
<i>Chelicorophium robustum</i>		0	
<i>Chironomidae</i>	A/B/E/F/H/I	0	
<i>Chironomini</i>	E	0	
<i>Chironomus</i>	E/F/A	0	3
<i>Chironomus acutiventris</i>	E/F	0	3

Taxonnaam	Voedselgilde	Brak	Sediment
<i>Chironomus aprilius</i>	E/F	0	-1
<i>Chironomus bernensis</i>	E/F	0	3
<i>Chironomus muratensis</i>	E/F	0	3
<i>Chironomus nudiventris</i>	E/F	0	1
<i>Chironomus plumosus</i>	E/F	0	
<i>Chironomus plumosus</i> agg.	E/F	0	3
<i>Chironomus riparius</i> agg.		0	
<i>Chrysops relictus</i>	H	0	-1
<i>Cladopelma laccophila</i> gr.	E	0	3
<i>Cladotanytarsus</i>	E/G	0	3
<i>Cladotanytarsus atridorsum</i>	E/G	0	
<i>Cladotanytarsus mancus</i>	E/G	0	
<i>Cladotanytarsus mancus</i> gr.	E/G	0	
<i>Clinotanytus nervosus</i>	H/E	0	-1
Coenagrionidae	H	0	-1
Corbicula	F	0	-1
<i>Corbicula fluminalis</i>	F	0	
<i>Corbicula fluminea</i>	F	0	
Corophiidae	F	0	2
<i>Corophium curvispinum</i>	F	0	
<i>Corophium multisetosum</i>	F/E	0	1
<i>Corophium robustum</i>	F	0	
<i>Cricotopus bicinctus</i>	A/E/D	0	-1
<i>Cricotopus intersectus</i> agg.	A/E	0	1
<i>Cricotopus sylvestris</i> gr.	A/D/B/E	0	-1
<i>Cricotopus vierriensis</i>	A/E	0	-1
<i>Cryptochironomus</i>	H/E	0	2
<i>Cryptochironomus defectus</i>	H/E	0	
<i>Cryptochironomus obreptans/supplicans</i>	H/E	0	
<i>Cryptotendipes</i>	E	0	2
<i>Cyathura carinata</i>	E/D	1	-1
<i>Cymatia coleoptrata</i>	E	0	-1
<i>Cyrnus flavidus</i>	H/G	0	-1
<i>Dendrocoelum romanodanubiale</i>	H	0	-1
<i>Dero digitata</i>	E	0	3
<i>Dero nivea</i>	E	0	-1
<i>Dicrotendipes</i>	A/E/F	0	2
<i>Dicrotendipes nervosus</i>	A/E/F	0	
<i>Dikerogammarus</i>	A/D/E/H/J	0	
<i>Dikerogammarus villosus</i>	H/E/D/A	0	-1
<i>Donacia</i>	D	0	-1
<i>Dreissena</i>	F	0	
<i>Dreissena bugensis</i>	F	0	
<i>Dreissena polymorpha</i>	F	0	3
<i>Dryops</i>	A/E	0	-1
<i>Dugesia lugubris/polychroa</i>	H	0	2
<i>Dugesia tigrina</i>	H	0	-1
<i>Ecnomus tenellus</i>	H/G	0	2
<i>Einfeldia carbonaria</i>	E/F	0	3
<i>Einfeldia dissidens</i>	E/F	0	3
<i>Eiseniella tetraedra</i>	E	0	2
Empididae	H	0	-1
Enchytraeidae	E	0	1
<i>Endochironomus albipennis</i>	F/A/B/E	0	2
<i>Endochironomus dispar</i> gr.	F/A/B/E	0	-1
<i>Endochironomus tendens</i>	F/A/B/E	0	-1
<i>Ephemera glaucops</i>	F	0	-1
<i>Erpobdella</i>	H	0	
<i>Erpobdella octoculata</i>	H	0	2
<i>Erpobdella testacea</i>	H	0	-1
<i>Esolus</i>	A	0	-1
<i>Eukiefferiella clypeata</i>	A	0	-1
<i>Ferrissia wautieri</i>	A	0	-1
<i>Forelia liliacea</i>	H	0	-1
<i>Forelia variegator</i>	H	0	3
<i>Galba truncatula</i>	A/D/E/J	0	3
Gammaridae	D/E/J	0	-1
<i>Gammarus</i>	D/E/J	0	

Taxonnaam	Voedselgilde	Brak	Sediment
<i>Gammarus pulex</i>	D/E/A/H	0	-1
<i>Gammarus salinus</i>	D/E/J	0	-1
<i>Gammarus tigrinus</i>	D/E	0	-1
<i>Glossiphonia complanata</i>	H	0	3
<i>Glyptotaelius pellucidus</i>	D/E	0	-1
<i>Glyptotendipes</i>	F/B/A/E	0	3
<i>Glyptotendipes barbipes</i>	F/B/A/E	0	
Gomphidae	H	0	
<i>Gomphus flavipes</i>	H	0	-1
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	H	0	
<i>Guttipelopia guttipennis</i>	H	0	-1
<i>Gymnometriocnemus terrestris gr.</i>	A	0	-1
<i>Gyraulus albus</i>	A/D/J	0	1
<i>Gyraulus crista</i>	A/D/J	0	-1
<i>Haliplus</i>	B/H/A/D	0	-1
<i>Harnischia</i>	E/A/H	0	2
<i>Helobdella stagnalis</i>	H	0	3
<i>Hemiclepsis marginata</i>	I	0	3
<i>Heterochaeta costata</i>	E	1	-1
<i>Heteromastus filiformis</i>	E	1	-1
<i>Hexatoma</i>	E	0	-1
<i>Hippeutis complanatus</i>	A/D/J	0	-1
Hydrobiidae		0	
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	F/G	0	-1
Hygrobatas		0	
<i>Hygrobatas nigromaculatus</i>	H	0	3
<i>Hypania invalida</i>	F	0	1
<i>Ilyodrilus templetoni</i>	E	0	2
<i>Jaera istri</i>	A	0	1
<i>Kloosia pusilla</i>	H	0	1
<i>Lebertia inaequalis</i>	H	0	-1
<i>Leptocerus tineiformis</i>	A/D	0	-1
Libellulidae	H	0	-1
<i>Limnesia angustata</i>	H	0	3
<i>Limnesia maculata</i>	H	0	3
<i>Limnesia undulata</i>	H	0	-1
<i>Limnodrilus</i>	E	0	2
<i>Limnodrilus cervix</i>	E	0	3
<i>Limnodrilus claparedianus</i>	E	0	-1
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	E	0	-1
<i>Limnodrilus maumeensis</i>	E	0	2
<i>Limnodrilus udekemianus</i>	E	0	1
<i>Limnomysis benedeni</i>	F	0	-1
<i>Limnophyes</i>	E	0	-1
<i>Lipiniella araenicola</i>	A	0	1
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	E/A	0	3
Lumbricidae	E	0	-1
Lumbriculidae	E	0	1
<i>Lymnaea stagnalis</i>	D/A/J	0	-1
Lymnaeidae	A/D/E/J	0	
<i>Lype phaeopa</i>	A/C	0	-1
<i>Macropelopia</i>	H/E	0	-1
<i>Marenzelleria viridis</i>	E	1	-1
<i>Mercuria confusa</i>	A	0	-1
<i>Metriocnemus inopinatus</i>	A	0	-1
<i>Microchironomus</i>	E	0	3
<i>Microchironomus tener</i>	E	0	
<i>Micronecta</i>	E	0	2
<i>Micropsectra</i>	E/A/F	0	-1
<i>Microtendipes chloris agg.</i>	E/G	0	2
<i>Mideopsis orbicularis</i>	H	0	2
<i>Molanna angustata</i>	H/E	0	-1
<i>Molophilus</i>	D/E	0	-1
<i>Musculium lacustre</i>	H	0	3
MYSIDA	F	0	-1
<i>Mystacides</i>	E/D/A/H	0	2
<i>Nais barbata</i>	A/E	0	-1
<i>Nais communis</i>	A/E	0	-1

Taxonnaam	Voedselgilde	Brak	Sediment
<i>Nais elinguis</i>	A/E	0	2
<i>Nais pardalis</i>	A/E	0	2
<i>Nais variabilis</i>	A/E	0	-1
<i>Nanocladius bicolor</i> agg.		0	
<i>Neomysis integer</i>	E/H	0	
<i>Nereis</i>	E	1	-1
<i>Neumania deltoides</i>	H	0	2
<i>Neumania limosa</i>		0	
<i>Notiphila</i>	D	0	-1
<i>Oecetis</i>	H	0	-1
<i>Oecetis ochracea</i>	H	0	
<i>Ophidonais serpentina</i>	E	0	3
<i>Orconectes limosus</i>	J/E/H	0	-1
<i>Orthetrum</i>	H	0	3
<i>Orthoclaadiinae</i>		0	
<i>Orthocladius</i>	A/E	0	2
<i>Palaemon longirostris</i>	H	1	-1
<i>Parachironomus</i>		0	
<i>Parachironomus arcuatus</i> gr.	A/E/H	0	3
<i>Parachironomus biannulatus</i>	A/E	0	-1
<i>Parachironomus vitiosus</i> [1]		0	
<i>Paracladius conversus</i>	E/A	0	3
<i>Paranais frici</i>	E	0	1
<i>Paranais litoralis</i>	E	1	-1
<i>Paraphaenocladius impensus</i> agg.	A	0	-1
<i>Paratanytarsus</i>	A/E	0	-1
<i>Paratendipes</i>	E/A/F	0	
<i>Paratendipes albimanus</i> gr.	E/A/F	0	1
<i>Paratendipes intermedius</i>	E/A/F	0	
<i>Paratendipes nubilus</i>	E/A/F	0	1
<i>Paratrichocladius rufiventris</i>	A/E	0	-1
<i>Phaenopsectra</i>	A/E/F	0	3
<i>Physella acuta</i>	A/D/E/J	0	1
<i>Piona</i>	H	0	2
<i>Piona pusilla rotundoides</i>	H	0	
<i>Piscicolidae</i>	I	0	2
<i>Pisidium</i>	F	0	
<i>Pisidium amnicum</i>	F	0	3
<i>Pisidium casertanum</i>	F	0	-1
<i>Pisidium casertanum f. plicatum</i>	F	0	3
<i>Pisidium casertanum f. ponderosa</i>	F	0	3
<i>Pisidium crassum</i>	F	0	3
<i>Pisidium henslowanum</i>	F	0	-1
<i>Pisidium moitessierianum</i>	F	0	-1
<i>Pisidium nitidum</i>	F	0	-1
<i>Pisidium subtruncatum</i>	F	0	2
<i>Pisidium supinum</i>	F	0	3
<i>Platambus maculatus</i>	H	0	-1
<i>Plumatella</i>	F	0	-1
<i>Polychaeta</i>	E	1	-1
<i>Polydora</i>		1	
<i>Polypedilum</i>		0	
<i>Polypedilum bicrenatum</i>	D/E	0	3
<i>Polypedilum laetum</i> agg.	E/A/F	0	-1
<i>Polypedilum nubeculosum</i>	E/A/F	0	3
<i>Polypedilum scalaenum</i>	E/A/F	0	1
<i>Polypedilum sordens</i>	F/A/E	0	-1
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	E/J/A/D	0	-1
<i>Potamothenis bavaricus</i>	E	0	-1
<i>Potamothenis bedoti</i>	E	0	-1
<i>Potamothenis hammoniensis</i>	E	0	2
<i>Potamothenis moldaviensis</i>	E	0	-1
<i>Potamothenis vejdvovskyi</i>	E	0	3
<i>Proasellus coxalis</i>	D/A/E	0	3
<i>Proasellus meridianus</i>	D	0	3
<i>Procladius</i>	H/E	0	-1
<i>Prodiamesa olivacea</i>	E/F	0	1
<i>Propappus volki</i>	E	0	1

Taxonnaam	Voedselgilde	Brak	Sediment
<i>Psammoryctides albicola</i>	E	0	-1
<i>Psammoryctides barbatus</i>	E	0	2
<i>Psammoryctides moravicus</i>	E	0	1
<i>Psectrocladius barbimanus</i>	A/E	0	-1
<i>Psectrocladius sordidellus/limbatellus gr.</i>	A/E	0	3
<i>Psectrotanypus varius</i>	H/E	0	-1
<i>Pseudanodonta complanata</i>	F	0	-1
<i>Pseudochironomus prasinatus</i>		0	
<i>Psychoda</i>	E/A/D/H	0	-1
<i>Quistadrilus multisetosus</i>	E	0	2
<i>Radix</i>	A/E/D	0	-1
<i>Radix peregra/ovata</i>	A/E/D	0	
<i>Rheocricotopus chalybeatus</i>	E/A/F	0	-1
<i>Rhithropanopeus harrisii</i>	H/D/J	1	-1
<i>Rhyacodrilus coccineus</i>	E	0	-1
<i>Robackia</i>		0	
<i>Robackia demejerei</i>	E/A/H	0	1
<i>Sargus iridatus</i>	D/E	0	-1
<i>Setacera micans</i>	D	0	-1
<i>Sialis lutaria</i>	H	0	1
<i>Sigara</i>	E	0	-1
<i>Sinelobus stanfordi</i>		1	
<i>Slavina appendiculata</i>	E	0	-1
<i>Smittia aquatilis gr.</i>	E	0	-1
<i>Specaria josinae</i>	E	0	-1
<i>Sphaerium</i>	F	0	
<i>Sphaerium corneum</i>	F	0	2
<i>Sphaerium rivicola</i>	F	0	1
<i>Sphaerium solidum</i>	F	0	2
<i>Spirosperma ferox</i>		0	
<i>Spongillidae</i>	F	0	-1
<i>Stagnicola palustris complex</i>	A	0	-1
<i>Stempellina</i>	E	0	-1
<i>Stempellinella</i>	E/G	0	-1
<i>Stictochironomus</i>	D/E	0	2
<i>Streblospio benedicti</i>	E	1	-1
<i>Stylaria lacustris</i>	E	0	2
<i>Stylodrilus heringianus</i>	E	0	
<i>Tanypodinae</i>	E/H	0	
<i>Tanypus</i>	H/E	0	2
<i>Tanytarsini</i>		0	
<i>Tanytarsus</i>	E/A	0	3
<i>Thalassosmittia thalassophila</i>	A	0	2
<i>Theromyzon tessulatum</i>	I	0	-1
<i>Tipula</i>	D/C	0	-1
<i>Triaenodes bicolor</i>	A	0	-1
<i>Trocheta pseudodina</i>	H	0	2
<i>Tubifex blanchardi</i>	E	0	3
<i>Tubifex ignotus</i>	E	0	1
<i>Tubifex newaensis</i>	E	0	1
<i>Tubifex tubifex</i>	E	0	2
<i>Tubificidae</i>	E	0	-1
<i>Tubificoides heterochaetus</i>	E	1	-1
<i>Uncinaiis uncinata</i>	E	0	3
<i>Unio</i>	F	0	2
<i>Unio pictorum</i>	F	0	
<i>Unio tumidus</i>	F	0	
<i>Unionicola crassipes</i>	H	0	2
<i>Unionicola intermedia</i>	H	0	2
<i>Unionidae</i>	F	0	
<i>Valvata cristata</i>	A	0	1
<i>Valvata piscinalis</i>	E	0	-1
<i>Vejdovskyella intermedia</i>	E	0	2
<i>Viviparus contectus</i>	A/E/F	0	-1
<i>Viviparus viviparus</i>	A/E/F	0	3
<i>Xenochironomus xenolabis</i>	I	0	-1

Voor het *litoraal* is alleen de indicatiewaarde voor brak water nodig.

Deze lijst bevat alleen indicatoren voor brak water; overige taxa beoordelen als zoet water indicator.

Klasse/Orde	Familie	Taxon
Polychaeta		<i>Nereidae</i>
		<i>Spionidae</i>
		<i>Cirratulidae</i>
		<i>Capitellidae</i>
		<i>Arenicolidae</i>
		<i>Ampharetidae</i>
		<i>Sabellidae</i>
		<i>Serpulidae</i>
Oligochaeta	Tubificidae	<i>Tubifex costatus</i>
		<i>Heterochaeta costata</i>
	Naididae	<i>Paranais litoralis</i>
Bivalvia	Dreissenidae	<i>Mytilopsis</i>
		<i>Mytilidae</i>
Gastropoda	Hydrobiidae	<i>Peringia ulvae</i>
Arachnida		<i>Halacaridae</i>
Maxillopoda		<i>Balanidae</i>
Decapoda		<i>Palaemonidae</i>
		<i>Crangonidae</i>
		<i>Portunidae</i>
		<i>Grapsidae</i>
		<i>Xanthidae</i>
		<i>Mysidae</i>
Mysidacea		
Amphipoda	Corophidae	<i>Apocorophium lacustre</i>
		<i>Corophium</i>
	Gammaridae	<i>Gammarus duebeni</i>
		<i>Gammarus zaddachi</i>
		<i>Aoridae</i>
Isopoda		<i>Anthuridae</i>
		<i>Sphaeromatidae</i>
	Janiridae	<i>Jaera albifrons</i>
	Chironomida	<i>Halocladius sp</i>
		<i>Microchironomus</i>
		<i>Paratanytarsus</i>
Heteroptera	Corixidae	<i>Sigara lateralis</i>
		<i>Sigara stagnalis</i>

Bijlage B Richtlijnen monitoring

Bron: Van Splunder, I., T.A.H.M. Pelsma en A. Bak. (red.) (2006).

Stratificatie van meetpunten binnen het waterlichaam

Macrofauna is sterk gebonden aan plaatselijke factoren. Binnen een waterlichaam is de variatie van deze factoren over het algemeen erg groot. Hierdoor is het lastig om een beeld te schetsen van de toestand van het waterlichaam als geheel. Om dit enigszins te ondervangen, wordt aanbevolen om de meetpunten te stratificeren. Stratificatie is het indelen van de meetpunten in gelijke groepen. Uitgangspunt is dat de toestand binnen elk stratum meer gelijk is dan de toestand van alle meetpunten tezamen. Het aantal meetpunten is binnen elk stratum gelijk. De toestand van het waterlichaam wordt bepaald op basis van de toestand van de afzonderlijke strata én het aandeel van het stratum binnen het waterlichaam.

Om de meetinspanning zoveel mogelijk te beperken is het zaak om het aantal strata te baseren op de meest bepalende factoren. Macrofauna is plaatsgebonden en sterk afhankelijk van de inrichting. Daarom wordt aanbevolen om de meetpunten minimaal te stratificeren op basis van de inrichting. In de meest basale vorm kan het aantal strata worden beperkt tot twee: 'nauwelijks aangetast cq natuurlijk' vs. 'aangetast cq niet-natuurlijk'. Voor beken betekent dit een onderscheid tussen meanderende delen en rechtgetrokken delen, voor meren betekent dit een onderscheid tussen beschoeide en onbeschoeide oevers en voor poldergebieden is (hoewel als geheel kunstmatig) een indeling in hoofdwatervgangen en subwatervgangen aanbevolen. Deze laatste benadering is in principe ook mogelijk voor zogenaamde waterrijke gebieden. In zeer homogene en in het algemeen kleine waterlichamen is geen stratificatie nodig.

Stratificeren heeft een aantal voordelen:

- omdat de variatie binnen een stratum kleiner is dan de variatie binnen alle meetpunten van een waterlichaam, nemen de precisie en betrouwbaarheid van de uitspraken toe;
- bij de toetsing en beoordeling op waterlichaam-niveau speelt ook het aandeel van het stratum mee. Als het aandeel natuurlijk wijzigt ten opzichte van het aandeel onnatuurlijk (bijvoorbeeld als gevolg van inrichtingsmaatregelen), wijzigt de toestand van het waterlichaam dus ook;
- de meetinspanning wordt gelijk verdeeld over interessante (natuurlijke) en relatief oninteressante (onnatuurlijke) delen; waardevolle delen blijven in beeld.
- Keuzes ten aanzien van beoordeling, dus hoe worden de scores van de afzonderlijke strata gewogen tot een eindoordeel op waterlichaam niveau, is nog in discussie en zal pas ultimo 2006 beschikbaar zijn als handreiking vanuit werkgroep MIR. Grofweg zijn er 3 benaderingen mogelijk: naar rato van oppervlakte of een weging waarin elk stratum even zwaar weegt, dan wel een beredeneerde tussenvorm hiervan.

Bij stratificatie moet het aandeel van de benoemde strata per waterlichaam bekend zijn (bijvoorbeeld oeverlengte bij lijnvormige elementen) en worden bijgehouden!

Aanwijzingen bij de selectie van meetpunten

De meetpunten moeten representatief zijn voor het waterlichaam of het stratum. In de praktijk betekent dit:

- Het meetpunt ligt niet direct achter of vóór een stuw, bij een zijwater, in een haven, bij een zwemstrand, in de vaargeul, etc.
- Het meetpunt bevat de microhabitats die kenmerkend zijn voor het waterlichaam (of het stratum), ongeveer in de verhoudingen zoals die voorkomen in het waterlichaam of stratum.

Aantal meetpunten per waterlichaam/ stratum

- Per waterlichaam als totaal zijn minimaal 6 meetpunten vereist.
- Bij stratificatie worden deze lokaties verdeeld over de strata.
- Per stratum zijn minimaal 3 meetpunten vereist, als er maar 1 stratum is, dus 6 meetpunten in dat ene stratum.
- Alleen in uitzonderlijke gevallen (hele kleine waterlichamen; slechts 1 stratum met weinig variatie) kan het totaal aantal meetpunten per waterlichaam worden verlaagd van 6 naar minimaal 3.

Meetfrequentie:

De minimum frequentie voor T&T is één meetjaar per 6 jaar; de minimum frequentie voor operationele monitoring is 2 metingen per planperiode van 6 jaar (1x per 3 jaar = 2).

Voor toepassing van de KRW-maatlatten is één bemonstering per meetjaar voldoende, waarbij de voorkeur uitgaat naar het voorjaar (Royal Haskoning, 2006).

Hoewel een jaarlijkse meting een grotere betrouwbaarheid (trends) en precisie zou opleveren, is in Nederland besloten te kiezen voor één macrofauna meting per 3 of 6 jaar.

Overzicht standaarden bemonsteringstechnieken

- EN ISO 27828: Water quality – Methods of biological sampling – Guidance on handnet sampling of aquatic benthic macro-invertebrates (ISO 27828: 1985)
- EN ISO 28265: Water quality – Methods of biological sampling – Guidance on the design and use of quantitative samplers for benthic macro-invertebrates on stony substrata in shallow freshwaters (ISO 28265: 1988)
- EN ISO 9391: Water quality – Sampling in deep waters for macro-invertebrates - Guidance on the use of colonisation, qualitative and quantitative samples (ISO 9391: 1993)

Samenvatting macrofauna

Bemonstering: Handnet

- Monsterlengte: 5 meter (standaardlengte, afwijkingen noteren).

-
- Meetpunt: Een meetpunt omvat 50-100m oeverlengte. Op het meetpunt zijn de aanwezige microhabitats zoveel mogelijk representatief voor het waterlichaam of stratum.
 - Multi-Habitat bemonstering: alle voorkomende microhabitats op een meetlocatie worden naar rato van voorkomen bemonsterd.
 - Stratificatie: Indien nodig kunnen de meetpunten worden gestratificeerd. Basis-stratificatie op basis van inrichting: 'natuurlijk' vs 'niet-natuurlijk'.
 - Minimale meetfrequentie: T&T: één meetjaar per 6 jaar; operationele monitoring: 2 metingen per planperiode van 6 jaar (1x per 3 jaar = 2).
 - Aanbevolen meetfrequentie: Jaarlijks ('liever jaarlijks op minder punten dan meer-jaarlijks op meer punten').
 - Tijdstip: Eén bemonstering per meetjaar, bij voorkeur in het voorjaar (najaar ook toegestaan).
 - Determinatieniveau: Tot op soort met uitzondering van borstelwormen (Oligochaeta) (alle wateren) en mijten (Hydracarina) in grote (rijks)wateren.
 - Toetsing en beoordeling: Macrofauna wordt gemeten en beoordeeld op het niveau van een meetpunt. Voor een oordeel over het waterlichaam worden de resultaten van de meetpunten gemiddeld (geen stratificatie) of gewogen gemiddeld (bij stratificatie, weging naar omvang van het stratum).

