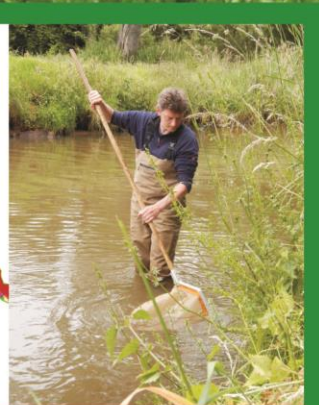
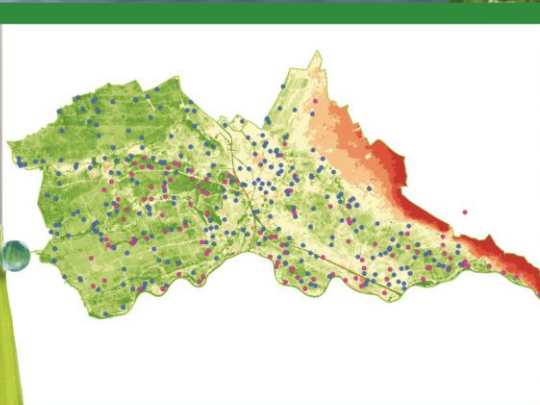


Stuurfactoren voor de macrofauna in De Stichtse Rijnlanden





Stuurfactoren voor de macrofauna in De Stichtse Rijnlanden

| | |
|-------------------------------|---|
| Datum: | 7 november 2013 |
| Opdrachtgever: | Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden |
| Contactpersoon opdrachtgever: | Mevr. M.J. Klomp |
| Projectnummer: | 57 |
| Auteurs: | J.F. Postma C.M. Keijzers |
| Status: | Eindrapport |

Ecofide
Singel 105
1381 AT Weesp
Telefoon: 0294-450282
Fax: 0294-458727
KvK: 32134487
info@ecofide.nl
www.ecofide.nl



Inhoudsopgave



| | |
|---|----|
| Inhoudsopgave | i |
| 1. Inleiding | 1 |
| 2. Werkwijze en aanpak | 3 |
| 2.1 Gebruikte gegevens | 3 |
| 2.2 Analyse van macrofaunagemeenschappen en stuurfactoren | 8 |
| 2.3 Trends in de tijd | 12 |
| 3. Resultaten | 13 |
| 3.1 Macrofaunagemeenschappen en watertypen | 13 |
| 3.2 Veranderingen in de tijd | 15 |
| 3.3 Grote wateren (M6, M7 en R6) | 19 |
| 3.4 Kleine wateren | 26 |
| 3.5 Sloten (M1a, M8) | 34 |
| 3.6 Plassen (M11) | 43 |
| 3.7 Kleine kanalen (M3, M10) | 44 |
| 3.8 Zeldzame soorten | 49 |
| 4. Discussie | 53 |
| 4.1 Relatie tussen waterplanten en macrofauna | 53 |
| 5. Conclusies en aanbevelingen | 59 |
| 5.1 Algemene conclusies | 59 |
| 5.2 Conclusies aangaande stuurfactoren en EKR-waarden | 61 |
| 5.3 Aanbevelingen | 63 |
| 6. Literatuur | 65 |





1. Inleiding



Aanleiding

Biologische monitoring is nodig om de ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater te kunnen beoordelen. Zo kan bekeken worden of het water aan haar doelstellingen voldoet en of er eventuele trends in de tijd zijn waar te nemen (zie bijv. Grontmij, 2012). Tegelijkertijd biedt de hiermee opgebouwde dataset een schat aan informatie over de variatie in levensgemeenschappen. Variatie tussen jaren maar ook tussen lokaties en watertypen. Door deze gegevens te combineren met gegevens over de waterkwaliteit (bijv. concentraties van N en P, ionsamenstelling en pH) en lokatiekenmerken (zoals diepte en breedte, aanwezigheid van oeverbeschoeiing, kwel, bodemsamenstelling en landgebruik) ontstaat inzicht in de belangrijkste stuurfactoren. Dit inzicht kan verdiept worden door ook de relaties tussen de biologische kwaliteitselementen onderling mee te nemen.

De kennis die dit soort data-analyses oplevert is op meerdere manieren inzetbaar. Zo heeft in het verleden de provincie Utrecht data-analyses gebruikt bij het ontwikkelen van ecologische normdoelstellingen (IWACO, 1998). Op basis van meer theoretische kennis over de morfologie en hydrologie van het gebied werden verschillende watertypen en subtypen onderscheiden, zoals bijvoorbeeld heuvelrugplassen, kwelplassen en polderplassen (IWACO, 1996) of juist brakke sloten, poldersloten en zure heuvelrugsloten (IWACO & IBN-DLO, 1999).

Inventarisatiegegevens van fytoplankton, macrofyten en macrofauna zijn gebruikt om deze indeling te onderbouwen en vervolgens gecombineerd met fysisch/chemische informatie over de waterkwaliteit om zo ecologische doelstellingen voor een laag, midden en hoog ecologisch niveau af te kunnen leiden.

Projectdoel

De doelstelling voor het huidige project is meer in het algemeen gericht op het verkrijgen van kennis en inzicht uit bestaande monitoringsgegevens. Hierbij spelen vragen als: Treden er veranderingen op in de tijd? Levert de analyse inzichten op die bruikbaar zijn in de lopende discussie over KRW-maatregelen voor de volgende planperiode? Zijn er wellicht stuurfactoren die meer aandacht behoeven? Dergelijke data-analyses kunnen voor alle kwaliteitselementen worden uitgevoerd. Binnen het huidige project is de aandacht gericht op de macrofauna waarbij de aanwezigheid van waterplanten als aparte factor is meegenomen. De macrofauna is een soortenrijke gemeenschap, die gevoelig kan reageren op veranderende drukken en die zijn waarde in vergelijkbare data-analyses al heeft bewezen (bijv. Ecofide, 2011a en b).

Leeswijzer

In hoofdstuk 2 is aangegeven welke gegevens in de analyse zijn betrokken en op welke manier deze is uitgevoerd. De resultaten van de analyse zijn beschreven in hoofdstuk 3. Hoofdstuk 4 vat de belangrijkste conclusies en aanbevelingen samen.





2. Werkwijze en aanpak



Een overzicht van de gebruikte gegevens en de uitgevoerde bewerkingen is opgenomen in §2.1. In §2.2 wordt beschreven hoe de macrofaunagemeenschappen zijn geclassificeerd en beoordeeld.

2.1 Gebruikte gegevens

Om zicht te krijgen op de macrofaunagemeenschappen in het beheergebied van het Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden is geanalyseerd welke factoren een sturende invloed hebben. Hiertoe is er een koppeling gemaakt tussen macrofaunagegevens, waterplanten inventarisaties, waterkwaliteitsgegevens en enkele lokatiekenmerken (zoals breedte, diepte). De wijze waarop deze verschillende gegevens zijn verzameld, gecontroleerd en geüniformeerd is hieronder beschreven.

Macrofauna gegevens

De macrofauna gegevens betreffen handnet monsters met een lengte van 5m en omvatten 933 monsters van 359 lokaties over de periode 1978-2012. Alle gegevens zijn door HDSR aangeleverd. Het merendeel van de gegevens is afkomstig uit een tweetal Ecolims bestanden opgesteld door de Grontmij. Het eerste bestand bevatte de data van de jaren 1997 t/m 2008, het tweede bestand de jaren 2009 t/m 2011. Deze gegevens zijn samengevoegd en vervolgens aangevuld met macrofauna gegevens van Grontmij uit 2012, gegevens van een door TAUW in 2006 uitgevoerd onderzoek in stadswateren en meer historische macrofaunadata uit de jaren 1978 t/m 1985 (PU gegevens).

Vanaf 1978 zijn er meerdere wijzigingen in de naamgeving van de macrofauna doorgevoerd. Standaardisatie van de gegevens was daarom noodzakelijk. Hierbij zijn de volgende stappen doorlopen:

- Allereerst zijn de gegevens per project of jaar gecontroleerd met de gegevens zoals die in de bijbehorende rapportages zijn opgenomen. In het geval van verschillen werd gekeken waar deze door veroorzaakt zijn en welke correcties nodig waren. Deze controle kon overigens niet voor alle jaren worden uitgevoerd. Vooral van de oudere onderzoeksjaren waren de benodigde rapporten niet voorhanden. Ook bleken sommige data soms dubbel in de bestanden aanwezig te zijn. Ook dit is gecorrigeerd.
- Vervolgens is de naamgeving en codering gestandaardiseerd. Naast de Latijnse naam is er binnen Nederland ook voor ieder taxon een 8-lettercode beschikbaar. Momenteel wordt hier de TWN-code voor gehanteerd. TWN staat voor Taxa Waterbeheer Nederland (www.idsw.nl). In eerdere jaren werd echter de TCN (Taxon Codering Nederland) gebruikt. Alle TCN-codes

zijn daarom in TWN-codes omgezet. Bij het omzetten van deze codes is tevens gecontroleerd op de aanwezigheid van synoniemen en tik- of schrijffouten. Hierbij is gekozen voor de naam volgens de TWN-lijst.

- De lijst met soorten is vervolgens opgeschoond, waarbij terrestrische taxa (zoals de landslakken *Succineidae*) als mede taxa die niet tot de macrofauna behoren (zoals nematoden, amfibieën of vissen) uit de bestanden zijn verwijderd. Een eventueel aangebracht onderscheid tussen larvale stadia, poppen en adulte dieren is verwijderd door de aantallen te sommeren. Ook zijn ondersoorten gegroepeerd op het niveau van de soort en zijn de verschillende aggregaten geüniformeerd (bijv. de dansmug *Nanocladius bicolor*, *N. bicolor agg.* en *N. bicolor/distinctus*, die allen zijn ondergebracht in *N. bicolor/distinctus*). Bij deze bewerkingen is aangesloten op de lijst met wijzigingen in de taxonomie zoals opgenomen in Grontmij (2012) voor de KRW-waterlichamen binnen HDSR. Verder is deze uiteindelijke lijst met taxa gebruikt om de aanwezigheid van zeldzame soorten te beoordelen (zie §3.8).
- Voor het uitvoeren van de multivariate analyses zijn de gegevens verder bewerkt. In het ideale geval worden alle individuen tot op soort gedetermineerd. Dit is echter nooit het geval. Zo zijn juvenielen niet altijd tot op soort te determineren en zijn er groepen waar geschikte determinatiesleutels nog voor ontbreken (of ontbraken). Hierdoor betreft de lijst met taxa verschillende taxonomische niveaus, zowel soorten, geslachten, families als ordes. Als dit tussen de monsters verschilt, bijv. in de situatie dat een geschikte determinatiesleutel ergens halverwege de bestudeerde monitoringsperiode beschikbaar is gekomen, kan dit tot een verschil in de multivariate beoordeling leiden, die in werkelijkheid op een artefact kan berusten. Daarom zijn de monsters zoveel mogelijk gelijk gemaakt. Om enkele voorbeelden te noemen (zie wederom ook de lijst met annotaties uit Grontmij, 2012):
 - i) Geslachten met slechts één waargenomen soort. In het uiteindelijke bestand is bijvoorbeeld sprake van het Diptera geslacht "*Chrysops*" als van de soort "*Chrysops relictus*", terwijl er geen andere soorten uit dit geslacht zijn aangetroffen. In die gevallen kan met redelijke zekerheid worden aangenomen dat alle individuen die als "*Chrysops*" zijn gedetermineerd behoren tot de soort "*Chrysops relictus*" en zijn er onvoldoende redenen om beide taxa naast elkaar te laten bestaan. Voor de statistiek maakt het hierbij niet uit of de samenvoeging op het niveau van de soort of het geslacht plaatsvindt. De keuze hiertussen is daarom gebaseerd op het aantal waarnemingen. Het niveau (soort of geslacht) met de meeste waarnemingen is gehanteerd in het uiteindelijke bestand.
 - ii) Zeldzame soorten. Rond de 150 taxa (meestal soorten, maar soms ook geslachten) blijken in 5 of minder monsters (van de in totaal 933 macrofauna monsters) te zijn waargenomen. Dit is op zich niet ongebruikelijk. In de multivariate statistiek vormen ze echter wel een probleem. Ze voegen weinig gegevens aan de analyse toe, maar leiden wel tot een stijging van het aantal variabelen. De aanwezigheid van zeldzame soorten is daarom apart bestudeerd (zie §3.8) en niet in de multivariate statistiek meegenomen. Hiertoe zijn de betreffende soorten gehercodeerd op het niveau van het geslacht mits het geslacht ook als apart taxa in het bestand aanwezig was. In andere gevallen is de waarneming uit het bestand verwijderd, aangezien hercodering op het niveau van het geslacht dan alleen maar zou betekenen dat er een zeldzaam geslacht met minder dan 5 waarnemingen ontstaat. Ditzelfde geldt overigens voor geslachten, waar het over grootte merendeel van de waarnemingen op soortniveau is ingevoerd. Bijvoorbeeld in het geval van het slakken-geslacht *Viviparus*: in het databestand zitten 155 waarnemingen van *Viviparus contectus* en 49 waarnemingen van *Viviparus viviparus*, terwijl er maar 3 waarnemingen van "*Viviparus*" zijn. Deze laatste drie voegen weinig gegevens toe en zijn daarom verwijderd.
 - iii) Na deze wijzigingen zijn er in het uiteindelijke bestand nog steeds taxa van verschillend niveau (zowel soorten als geslachten) aanwezig. In theorie zou de multivariate statistiek het wenselijk maken om deze heel strikt te uniformeren naar óf geslacht óf soort. De gevolgen



van een dergelijke strikte keuze zijn op voorhand echter moeilijk in te schatten, omdat naar gelang de uitkomsten van de analyses de ene of juist de andere keuze te verkiezen is. Zo zouden de relatief grote verschillen tussen lokaties in de eerste fasen van de analyses waarschijnlijk heel goed op het niveau van geslachten zijn te achterhalen. In de latere fasen zijn het echter juist de soorten die kleine verschillen tussen lokaties aanduiden. Daarom is besloten tot een meervoudige analyse, waarbij er zowel een bestand op soortsniveau als op hogere niveaus (geslachten, families of ordes) is gegenereerd.

- Ten slotte zijn de dichtheden getransformeerd. De verschillende soorten komen in sterk uiteenlopende dichtheden voor. Zonder verdere aanpassingen zou dit betekenen dat de soorten met de in absolute zin hoogste aantallen de grootste invloed op de analyses hebben, terwijl in werkelijkheid soorten met iets lagere dichtheden wellicht net zo belangrijk of zelfs belangrijker zijn. Om dit effect te verkleinen zijn alle dichtheden logaritmisch getransformeerd ($\ln(x+1)$) en volgt de spreiding meer een normale verdeling.

Door deze standaardisaties is het aantal taxa van 1416 in de oorspronkelijke bestanden teruggebracht tot 586 taxa, die in de multivariate statistiek zijn meegenomen.

Bij het uitwerken en interpreteren van de analyses is vaak gebruik gemaakt van een soortsaantal op groepsniveau (bijv. aantal soorten waterkevers, aantal soorten haften etc), waar de analyses zelf op basis van de individuele soorten werd uitgevoerd. Deze aggregatie naar een hoger taxonomisch niveau maakt de betekenis van aangetroffen verschillen sterker en verkleint over het algemeen de variatie tussen de monsters. Deze tellingen zijn uitgevoerd in Excel via de functie "aantal". Dit betekent dat er een telfout optreedt doordat individuen die slechts tot op geslacht zijn gedetermineerd ook als 'taxa' worden gezien, terwijl dit niet zo hoeft te zijn. Het vermijden van deze telfout betekent echter zeer veel handwerk. Daarnaast laat een controle zien dat het 'werkelijke' aantal soorten en het huidige 'geschatte' aantal soorten goed aan elkaar zijn gecorreleerd.

Verklarende parameters (fysisch/chemische waterkwaliteit en waterplanten)

Vanuit de waterkwaliteit zijn gegevens over de volgende parameters aangeleverd:

- Geleidbaarheid, Cl⁻,
- Meerdere kationen/metalen als Ca, K, Mg, Mn, Na, Fe en Al
- N_{totr}, Kj-N, NH₄⁺, NO₃⁻ en NO₂⁻,
- P_{totr} ortho-fosfaat,
- SO₄²⁻, O₂, Chl-a, doorzicht, pH en zwevende stof

Daarnaast zijn ook gegevens van waterplant-inventarisaties aangeleverd. Dit betreft eventueel aanwezige flab en bedekkingsgraden van kroos, draadalgen, drijvende, emerse en submerse waterplanten. Hierbij is het belangrijk dat gedurende de onderzoeksperiode drie verschillende methoden zijn gehanteerd. In de jaren 1995 t/m 2004 zijn de waterplant inventarisaties gebaseerd op de zogenaamde Tansley-schaal, terwijl in latere jaren de KRW-systematiek is gehanteerd waarbij bedekkingspercentages zijn geschat. Binnen deze laatste systematiek is er in 2008 een wijziging opgetreden in de definitie van het "begroeibaar areaal". Hierdoor zijn de bedekkingspercentages in de latere jaren hoger. Deze wijzigingen maken dat de statistische analyses zorgvuldig beoordeeld moeten worden.

Nota. Bedekkingspercentages van vooral de drijvende en submerse waterplanten zijn belangrijke stuurfactoren voor de macrofauna. Tegelijkertijd zijn waterplanten zelf ook afhankelijk van (primaire) stuurfactoren. Deze getrapte afhankelijkheid geeft een complicatie in de statistische analyses, omdat parameters niet onderling onafhankelijk zijn en omdat de meetfout in de bedekkingspercentages veel groter is dan die in de waterkwaliteitsparameters.

Ter controle zijn daarom aanvullende analyses uitgevoerd, waarbij de waterplanten als covariabelen zijn meegenomen en/of uit de analyse zijn verwijderd.

Een eerste datacontrole was gericht op eenheden, uitschieters, datadichtheid en onderlinge correlaties. Voor de bedekking van waterplanten werden bijvoorbeeld percentages boven de 100% aangetroffen. Deze zijn allen gecorrigeerd naar 100%. Afhankelijk van de analyse zijn verdere bewerkingen uitgevoerd. Parameters met een lage datadichtheid (gemeten in weinig jaren of lokaties, zoals bijv. allerlei zware metalen en bicarbonaat) zijn bijvoorbeeld niet in de analyse meegenomen. Daarnaast bleken er voor sommige lokaties en jaren maandelijkse metingen beschikbaar te zijn, terwijl voor andere lokaties minder of slechts één meting per jaar beschikbaar is. Voor iedere parameter en lokatie zijn daarom jaargemiddelden (voor de meeste parameters) of zomergemiddelden (ZGM) berekend. Zomergemiddelden werden berekend voor de parameters waar ook de KRW-norm op het ZGM is gebaseerd, nl. Chl-a, totaal en ortho-fosfaat, nitriet, nitraat, Kj-N en tot-N). De detectiegrenzen zijn meegenomen in het berekenen van het gemiddelde.

Een beperking van de huidige dataset is dat voor circa de helft van de macrofauna monsters geen chemische analyse resultaten uit hetzelfde jaar én lokatie beschikbaar waren. Dit betreft onder meer alle metingen in de KRW-waterlichamen omdat in de monitoringstrategie van HDSR de chemische waterkwaliteit op andere punten wordt gemeten. Tegelijkertijd mag men ook stellen dat deze lokaties gekozen zijn omdat ze representatief zijn voor het waterlichaam als geheel. Per lokaties is daarom in overleg met HDSR bekeken in hoeverre de resultaten van een andere lokatie gebruikt kunnen worden als aanvaardbare schatting voor de waterkwaliteit op de macrofauna lokatie. Daarnaast zijn er situaties waarin de macrofauna en waterkwaliteit gegevens niet van hetzelfde jaar afkomstig waren. Ook hiervoor is de strategie gekozen dat per situatie is beoordeeld of de gegevens van andere jaren als schatting gebruikt konden worden. Dit is veelal gebaseerd op het aantal tussenliggende jaren. Als er veel (>5) jaren tussen zitten is de betrouwbaarheid van de waterkwaliteitsgegevens minder hoog. Om de gaten in de dataset zo klein mogelijk te maken, zijn voor de ontbrekende gegevens ook alle beschikbare jaarlijkse rapportages doorgenomen. In de bijlagen bleken voor meerdere lokaties en jaren waterkwaliteitsanalyses beschikbaar te zijn, die niet in de oorspronkelijke dataset aanwezig waren. Macrofauna-gegevens waarvoor op deze manier geen goede inschatting van de waterkwaliteitsparameters kon worden opgesteld zijn niet in de verdere analyse betrokken.

Voor de Canoco-analyses heeft de fysisch/chemische en lokatie informatie (zie onder) nog een extra bewerking ondergaan. Zo is een correlatiematrix opgesteld en zijn parameters met een hoge onderlinge correlatie uitgesloten (denk bijvoorbeeld aan geleidbaarheid en chloride). Voor Canoco is alleen gewerkt met parameters, die voor vrijwel alle macrofauna opnames beschikbaar waren. Tenslotte is de variatiecoëfficiënt van de verschillende parameters zo goed mogelijk geüniformeerd. De meeste parameters zijn daartoe logaritmisch getransformeerd ($^{10}\log[x+1]$). Voor procentuele data (bedekkingsgraden van de waterplanten, zuurstofverzadiging) zijn de gegevens getransformeerd door de boogsinus van de vierkantswortel te berekenen ($\arcsin[\sqrt{(x/100)}]$)¹. Verder is de pH niet getransformeerd (dit is reeds een logaritmische waarde) en zijn ook de niet-kwantitatieve parameters als landgebruik en watertype niet getransformeerd (waarden van 0 of 1).

¹ Deze transformatie wordt aanbevolen voor procentuele data

Lokatie informatie

Van alle lokaties zijn gegevens aangeleverd over het deelgebied (Centraal stadsgebied, Groenraven, Kromme Rijn, Langbroekerwetering, Lopikerwaard en Oude Rijn), watertype (sloot, wetering, plas, kanaal etc) en KRW-watertype (zoals R6, M1, M3, M6 en M7), breedte en diepte, landgebruik rond de lokatie (akkerbouw, weiland, fruitteelt, natuur, stad etc), type oever (beschoeid, niet-beschoeid, natuurvriendelijk), aanwezigheid van scheepvaart, bodemtype, kwel/inzijing en de eventuele nabijheid van een gemaal.

Voor enkele lokaties, die bijvoorbeeld alleen in het verleden zijn bezocht, ontbrak sommige informatie. Waar mogelijk is deze alsnog achterhaald dan wel ingeschat. Informatie over het oevertype was bijvoorbeeld terug te vinden in de macrofauna-rapportages, terwijl missende breedtes zijn ingeschat door gebruik te maken van Google earth. Voor sommige parameters, zoals beschaduwing, taludhoogte en stroming, die ecologisch best belangrijk kunnen zijn, bleek de verwachte data-dichtheid te laag. Deze zijn daarom niet in de analyse meegenomen. Gegevens over de diepte en breedte van een lokatie bleken erg variabel. Als voorbeeld: lokatie AB47 heeft op 1 juli 2011 een diepte van 2 m (dit is vanuit de macrofauna ondiep, wat een rijkere fauna zal opleveren) maar een week later is de diepte 6,5m. En daarmee diep, wat een heel andere verwachtingswaarde voor de MaFa geeft. Dit kan betrekking hebben op typefouten, maar er kan ook een verschil bestaan in de plaats (diepte van de plaats van het macrofauna monster [veelal oevergebied] of de maximale diepte in het midden) of meetmethode (inschatten of echt opmeten). Breedte en diepte zijn daarom tot drie categorieën vereenvoudigd (Breedte: <5, 5-20 en >20m; Diepte: <2, 2-3 en >3m).

Uiteindelijke databestand

In de Canoco-analyses zijn de volgende parameters meegenomen: jaar, maand, gebiedstype², watertype³, bedekkingspercentages van drijvende, emerse en submerse waterplanten, Chl-a, doorzicht, Al, Ca, Cl, tot-P, Fe, K, Mn, sNO₃NO₂, tot-N, SO₄, O₂, pH, geleidbaarheid, breedte, diepte, oevertype (beschoeid, niet-beschoeid of natuurvriendelijk), bodemtype (klei, veen, zand, zavel), aanwezigheid van scheepvaart (ja of nee), kwel of inzijing, de aanwezigheid van een gemaal in de nabijheid en het landgebruik.

Vanwege de noodzaak tot de koppeling van gegevens zijn enkele macrofaunalokaties niet meegenomen. In sommige gevallen was er bijvoorbeeld wel een macrofauna inventarisatie beschikbaar maar ontbrak informatie over de waterkwaliteit. Ook de waterplant-inventarisaties zijn niet overal en in elk jaar uitgevoerd. Per lokatie is beoordeeld of de missende gegevens nog konden worden aangevuld (bijv. uit oorspronkelijke rapportages) of kon worden geschat uit andere jaren. Voor sommige lokaties werd geconcludeerd dat er teveel gegevens over de verklarende parameters mistten, waarop deze lokaties uit de analyses zijn verwijderd. Dit resulteerde in een totaal van 933 macrofaunamonsters afkomstig van 400 lokaties over de periode 1978 tot 2012.

Deze 400 lokaties kennen een verschillende datadichtheid. Voor sommige lokaties beginnen de datareeksen in 1995 en lopen door tot in 2012 (lokatie A01). Andere lokaties zijn over een kortere periode of eenmalig bemonsterd. Een paar lokaties werden jaarlijks onderzocht, terwijl momenteel met een roulerend meetnet wordt gewerkt. Daarnaast zijn de fysisch/chemische analyses van de waterkwaliteit meestal in meer jaren en maanden uitgevoerd dan de macrofauna analyses. Tenslotte bleek in sommige gevallen een meetpunt in de loop der jaren van naam te zijn gewijzigd (bijv. als gevolg van de invoer van de KRW-systematiek). Per

² Bijv. Centraal stadsgebied, Groenraven of Langbroekerwetering

³ Bijv. sloot, wetering, stadswater, fortgracht, (groot of klein) kanaal, rivier

situatie is beoordeeld of de lokaties onder één naam konden worden samengevoegd en geanalyseerd. Verder bleken sommige lokaties uit de jaren 1997-2012 in de periode 1978-1985 ook al te zijn onderzocht. Hierbij zijn de volgende naamswijzigingen doorgevoerd:

| | | |
|------|---|------------|
| A01 | = | NL14_2 26 |
| ab05 | = | NL14_1 08 |
| ab14 | = | NL14_1 03 |
| ab23 | = | NL14_1 06 |
| ab47 | = | NL14_4 02 |
| ab59 | = | NL14_2 03 |
| a33 | = | NL14_1 13 |
| wb25 | = | NL14_27 02 |

Lokaties tussen 1978-1985:

| | | |
|-------|---|-----------|
| 78008 | = | ab05 |
| 78013 | = | ab06 |
| 78052 | = | ab08 |
| 78071 | = | ab18 |
| 79036 | = | ab32 |
| 79031 | = | ab33 |
| 79018 | = | ab38 |
| 78061 | = | ab60 |
| 78007 | = | a33 |
| 79010 | = | NL14_4 03 |

2.2 Analyse van macrofaunagemeenschappen en stuurfactoren

De analyse is gericht op het achterhalen van stuurfactoren van de macrofaunagemeenschappen. Waar mogelijk zijn de effecten van de stuurfactoren gekwantificeerd. Het doel van de analyse is niet om (als voorbeeld) aan te tonen dat "een kanaal een andere macrofaunagemeenschap kent dan een sloot", maar eerder om te achterhalen "in welke mate scheepvaart de macrofauna in kanalen beïnvloedt en of dit overeenkomt met de gestelde doelen".

Hiertoe heeft de analyse in een iteratief proces plaatsgevonden. Leidend hierin waren de Twinspan-analyses, die aangeven welke lokaties en macrofaunasoorten sterke overeenkomsten vertonen. Canoco-analyses zijn vervolgens gebruikt om zicht te krijgen op de stuurfactor. Na het achterhalen van zo'n stuurfactor werden de lokaties opnieuw gesorteerd maar dan niet op basis van de macrofaunagegevens en Twinspan, maar alleen op basis van de informatie over deze stuurfactor. Als deze controle de resultaten van de eerste analyses bevestigde, werd de analyse vervolgd met een nieuwe Twinspan-analyse op de resultaten van de aldus verkregen subset van lokaties (bijv. alleen de kanalen). Dit proces werd een aantal keren herhaald. De analyse werd gestopt zodra het aantal resterende lokaties te klein werd of de beschikbare verklarende parameters onvoldoende instaat waren om de aanwezige variatie op een zinvolle manier te verklaren. De resterende lokaties zijn dan te zien als 'replicaties' voor de macrofaunagemeenschap, die karakteristiek is voor de subset aan geselecteerde stuurfactoren.

Noot. Data-kwaliteit van de verklarende variabelen

Bij vrijwel alle Canoco-analyses viel op dat het percentage verklaarde variantie opvallend laag is; geregeld tussen de 5 en 10%. In dergelijke situaties moeten de resultaten van de Canoco-analyses zeer voorzichtig geïnterpreteerd worden en zou dit een aanwijzing dat dat er enkele belangrijke verklarende variabelen niet zijn opgenomen. Dit is natuurlijk altijd mogelijk. Waarschijnlijker speelt echter ook de kwaliteit van de data een belangrijke rol. De belangrijkste beperkingen, zoals hierboven meer uitgebreid beschreven, betreffen:

- De waterkwaliteitsparameters, zoals pH, nutriënten en zoutgehalte, zijn voor alle monitoringspunten in KRW-waterlichamen geëxtrapoleerd vanuit het officiële meetpunt voor de chemische waterkwaliteit. Over de periode 1995 t/m 2012 heeft dit betrekking op 416 monsters (62% van het totaal).
- De bedekking door waterplanten is over de jaren op drie verschillende manieren geschat. De Tansley-schaal, gebruikt tussen 1995 en 2004, is niet om te rekenen in de bedekkingspercentages per groeivorm zoals die momenteel binnen de KRW worden gehanteerd. Dit levert daarmee ontbrekende datapunten op. Daarnaast is de berekeningswijze van het begroeibaar areaal in 2008 gewijzigd, waardoor de bedekkingspercentages na 2008 veelal hoger zijn dan ervoor.

De analyse van de macrofaunagemeenschappen is daarom primair met Twinspan uitgevoerd. Dit programma classificeert de monsters zonder het gebruik van verklarende parameters. Om toch zicht te krijgen op de stuurfactoren zijn Canoco-analyses even goed uitgevoerd maar meer indicatief geïnterpreteerd. Controles zijn daarom uitgevoerd door een eventuele indeling te controleren met alleen die lokaties waar de betreffende parameters ook daadwerkelijk gemeten zijn. In dat geval kan het aantal monsters echter een beperkende factor gaan vormen.

Toelichting op de gebruikte multivariate technieken

Bij de data-analyse zijn twee verschillende multivariate technieken gebruikt, die zich op hetzij een classificatie van monsters richten (Twinspan), hetzij op een ordinatie van de monsters (Canoco). Beide technieken worden hieronder kort toegelicht om het interpreteren van de resultaten te vereenvoudigen. De tekst is gebaseerd op de uitgebreidere beschrijving in Van Katwijk en Ter Braak (2008).

Twinspan (Classificatie)

Met behulp van classificatie worden monsterpunten in groepen ingedeeld. Bij classificatie wordt gestreefd naar een zo groot mogelijke overeenkomst tussen de monsterpunten binnen een groep, en tegelijkertijd ook naar een zo groot mogelijk verschil tussen de groepen onderling. Gelijkenis en verschil worden vastgesteld aan de hand van de soortensamenstelling. Een Twinspan-analyse is gebaseerd op het feit dat een groep monsterpunten kan worden gekenmerkt door differentiërende soorten. Hierbij speelt niet alleen de aan- en afwezigheid van een soort een rol, maar ook verschillen in de dichtheden.

Het doel van de Twinspan-analyse is om de opvallende kenmerken van de gegevens naar voren te halen. Dit wordt gedaan door gelijkende soorten en gelijkende monsters bijeen te plaatsen. Gelijkenis van soorten heeft betrekking op de mate waarin ze in dezelfde monsters voorkomen. Gelijkenis van monsters wordt gebaseerd op de soortensamenstelling. De resultaten van een Twinspan-analyse worden weergegeven in een tabel, waarbij soorten die weinig overeenkomen met de overige soorten op een afwijkende positie worden geplaatst. De wijze waarop de monsterpunten in groepen worden ingedeeld kan worden afgelezen in de nullen en enen die onderaan in de tabel zijn geplaatst. In hoofdstuk 3 wordt daarom ook gesproken over een

groep '0' versus een groep '1' uit de twinspan-analyse. Of bijvoorbeeld 1 splitsingsniveau verder, over de groep '0-1' versus de groep '0-0'.

In onderstaande illustratie is een hypothetische Twinspan-analyse opgenomen. Zowel het aantal monsters als het aantal soorten is sterk gereduceerd en laat vooral zien dat de aanwezigheid van soorten over groepen varieert en hoe die voor een classificatie in groepen kan worden gebruikt. De getallen in de tabel zijn een maat voor de dichtheid van de betreffende soort in het betreffende monster. Sommige soorten (oranje) komen alleen voor in monsters uit groep 1, anderen (groen) juist alleen in monsters behorend tot groep 0. Verder zijn er ook soorten die in beide groepen voorkomen (groen en oranje) maar een voorkeur voor één van beide groepen hebben (in dit geval de groep 0).

| Taxon-code | Code van het monsterpunt | | | | | | | | | | | | | | | |
|------------|--------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-----|-----|----|---|---|------|
| | 1114 | 1117 | 829 | 846 | 142 | 152 | 45 | 46 | 143 | 830 | 48 | | 49 | | | |
| POPYANTI | | | | | | | 3 | 3 | | | | | | | | *000 |
| MINESCHO | | | | | | | | 1 | 2 | 1 | | | | | | *000 |
| FORELILI | | | | | | | 2 | 3 | | | | | | | | *000 |
| ENOC | 2 | 1 | 2 | 1 | 1 | 2 | | | | | | | | | 1 | *111 |
| THERTESS | | | 1 | | | 3 | | | | | | | | | | *111 |
| HYHYOVAT | 1 | 3 | | 2 | | | | | | | | | | | | *111 |
| ANSUVOTE | 2 | 3 | 3 | 2 | 3 | 3 | | | 3 | | 1 | | | | | *110 |
| PHYSFONT | 1 | | | 3 | 3 | 3 | | | 3 | 2 | | | | | | *110 |
| CEAT | 3 | 1 | 3 | 3 | | 2 | | | | 1 | | | | | | *110 |
| ISCHELEG | | | 3 | 3 | | 3 | | | | 3 | | | | | | *110 |
| | *00 | *00 | *010 | *010 | *011 | *011 | *100 | *100 | *101 | *101 | *11 | *11 | | | | |
| knip 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | |
| knip 2 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | |
| knip 3 | | | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | | | | | | |

Canoco (Ordinatie)

Waar classificatie met Twinspan leidt tot een indeling in één dimensie (0 versus 1), zijn ordinatie technieken, zoals Canoco, gericht op het interpreteren van de ecologische variatie in meerdere dimensies. Hierbij worden de dimensies (assen) berekend die de grootste variatie in soortensamenstelling beschrijven. Deze assen in de ordinatie kunnen beschouwd worden als een soort hypothetische milieuv variabelen, die zodanig zijn berekend dat de soorten optimaal passen in het statistisch model dat de soortabundanties langs gradiënten beschrijft. Het is een middel om gelijktijdig meerdere soorten te bestuderen en om de relaties tussen de soorten en het milieu op te sporen.

Het resultaat van een ordinatie is een rangschikking van soorten, monsterpunten en milieuv variabelen, zodanig dat gelijkende eenheden bijeen liggen en niet-gelijkende eenheden ver uit elkaar. De dimensies worden gedefinieerd door de ordinatieassen. Bij een visuele weergave van de resultaten wordt een twee dimensionele figuur geconstrueerd met daarin de ligging van de monsterpunten en/of de ligging van de soorten. De ligging op de eerste as (horizontale as) geeft hierbij de grootste variatie weer; De ligging op de tweede (en derde, vierde etc) as verklaart steeds iets minder van de resterende variatie.

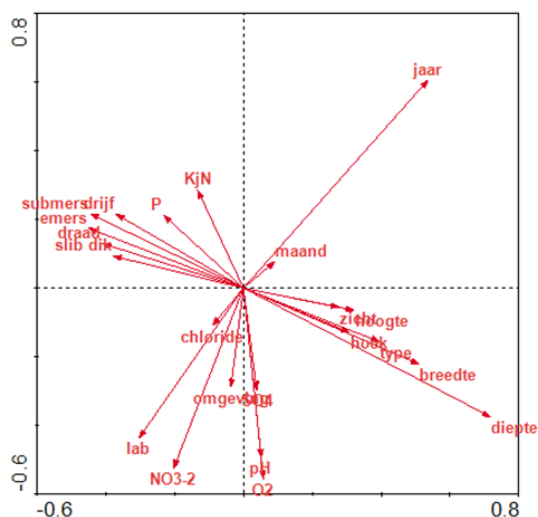
De invloed van de milieuv variabelen wordt weergegeven als pijlen. Hoe langer de pijl, hoe groter de invloed van deze variabele op de variatie in de soortensamenstelling van de monsters. Als de pijlen van meerdere milieuv variabelen in elkaars richting liggen, versterken ze elkaars effect (of zijn ze teveel aan elkaar gecorreleerd). Door een figuur te maken waarin zowel de soorten of monsterpunten als de pijlen van de milieuv variabelen zijn weergegeven wordt geïllustreerd welke



soorten en/of monsters in sterke mate met deze milieuvariabele overeenkomen. In hoofdstuk 3 zijn als illustratie vooral figuren opgenomen waarin alleen de ligging van de monsters is opgenomen. Het percentage verklaarde variantie was in veel gevallen zo laag (5-10%), dat de resultaten voorzichtig geïnterpreteerd moeten worden. Vervolgens konden de verschillende monsters geclusterd worden op basis van bepaalde variabelen, waarvan een sturende invloed op de macrofauna verwacht werd (zoals jaartal, maand, watertype of waterbreedte).

Als illustratie is hieronder een voorbeeld van een Canoco-analyse opgenomen. Deze illustreert een sterke clustering van milieuvariabelen in vier groepen wat meestal duidt op correlaties (die overigens het liefst voorkomen worden). Gekeken vanuit de eerste (horizontale) as, die de meeste variatie verklaart, is de lengte van de pijl 'diepte' het grootst. De diepte van het monsterpunt is daarmee een van de milieuvariabelen die sterk bijdraagt aan het verklaren van de aanwezige variatie in soortsaanstelling. Verder zijn er meerdere andere milieuvariabelen die dezelfde richting op wijzen, namelijk breedte, hoogte en hoek van de oever, doorzicht en watertype. Dit zijn variabelen, waarvoor een correlatie met de diepte van het water logisch is. Tegelijkertijd is er ook een groep variabelen die precies tegengesteld aan deze inrichting-variabelen zijn. Dit zijn vooral variabelen voor de bedekking van de waterplanten, alsmede totaal P en Kj-N. Doordat deze pijlen exact tegengesteld zijn aan de groep variabelen rondom de diepte, werken al deze variabelen waarschijnlijk op eenzelfde manier door op de soortsaanstelling. Alleen is de richting van het effect anders: hoe groter de diepte, hoe lager de bedekkingsgraad van waterplanten.

Tenslotte staat de pijl voor de variabele 'jaar' loodrecht op de richting van de hiervoor genoemde variabelen. Dit betekent dat de invloed van 'jaar' en 'diepte' nauwelijks aan elkaar is gecorreleerd. Het meetjaar verklaart daarmee een stuk variatie in de soortsaanstelling, die niet door breedte en daaraan gecorreleerde parameters verklaard kan worden. De milieuvariabelen recht tegenover het 'jaar' indiceren parameters, die waarschijnlijk aan het effect van het jaar zijn gekoppeld. Voor een parameter als nitraat/nitriet duidt dit op dalende trends.



2.3 Trends in de tijd

Een analyse van trends over de jaren viel oorspronkelijk buiten de scope van het huidige project. Bij een eerste globale analyse bleek de factor "jaar" echter een grote invloed uit te oefenen. Dit kan duiden op inhoudelijk interessante aspecten, zoals een verbeterde waterkwaliteit of een gewijzigde inrichting, maar even goed op meer methodische verschillen in de wijze waarop de macrofauna-analyses zijn uitgevoerd. Voor aanvang van de eigenlijke analyses zijn daarom allereerst deze meer methodische aspecten gekarakteriseerd (zie §3.1 en 3.2). De factor tijd is in alle Canoco-analyses als verklarende parameter meegenomen, maar er zijn geen trendanalyses uitgevoerd met de macrofauna-gegevens noch de waterkwaliteitsparameters.

3. Resultaten



Voor de clustering van de macrofaunagemeenschappen is gebruik gemaakt van Twinspan-analyses. Daarnaast zijn Canoco-analyses uitgevoerd om de bijbehorende stuurfactoren te achterhalen. De integratie van beide technieken geeft inzicht in de variatie aan macrofaunagemeenschappen en de factoren die deze variatie sturen. De analyses zijn uitgevoerd met de macrofaunagegevens van 359 lokaties, bemonsterd tussen 1978 en 2012, waarbij in totaal 933 datapunten zijn meegenomen.

Als eerste stap (§3.1) is gekeken naar verschillen in de macrofaunagemeenschappen tussen de verschillende watertypen, zoals sloten, weteringen, kanalen en rivieren. Zoals verwacht blijkt het KRW-watertype sterk te correleren met de verschillende macrofaunagemeenschappen. Kennis over de verschillende gemeenschappen in de verschillende watertypen is ten slotte een belangrijk element geweest bij het opstellen van de verschillende KRW-watertypen. Een op voorhand logische aanpak zou daarom zijn om de gehele dataset op te delen op basis van het KRW-type om zo de variatie binnen een groep te verkleinen en vervolgens per KRW-watertype naar eventuele stuurfactoren te kijken. Uit vergelijkbare analyses voor andere waterschappen (Ecofide, 2011a; b) blijkt echter dat vooral in het overgangsgebied van het ene naar het andere KRW-watertype (speelt bijv. in lijnvormige elementen als "brede sloten cq. weteringen versus smalle kleine kanalen") de indeling in het KRW-watertype niet altijd overeenkomt met de macrofaunagemeenschap. Dit hoeft natuurlijk ook niet perse. Toch is het in deze gevallen vaak aan te raden om de indeling te controleren op consistentie. Opdeling van de dataset op basis van het KRW-watertype is daarom pas uitgevoerd nadat de Twinspan clustering een dergelijke opsplitsing ook ondersteund.

In § 3.1 is een eerste vrij grove analyse van de gehele dataset uitgevoerd. Het jaar van monsternamen kwam hierbij naar voren als een belangrijke factor, die vervolgens in §3.2 nader is toegelicht. In §3.3 zijn de macrofauna monsters uit de grote wateren (M6, M7 en R6) nader bestudeerd, waarna in §3.4 naar de kleinere wateren is gekeken. Op basis hiervan werd besloten om de analyse te vervolgen voor de sloten (M1a, M8; §3.5), de plassen (M11, §3.6) en de kleine kanalen (M3, M10; §3.7).

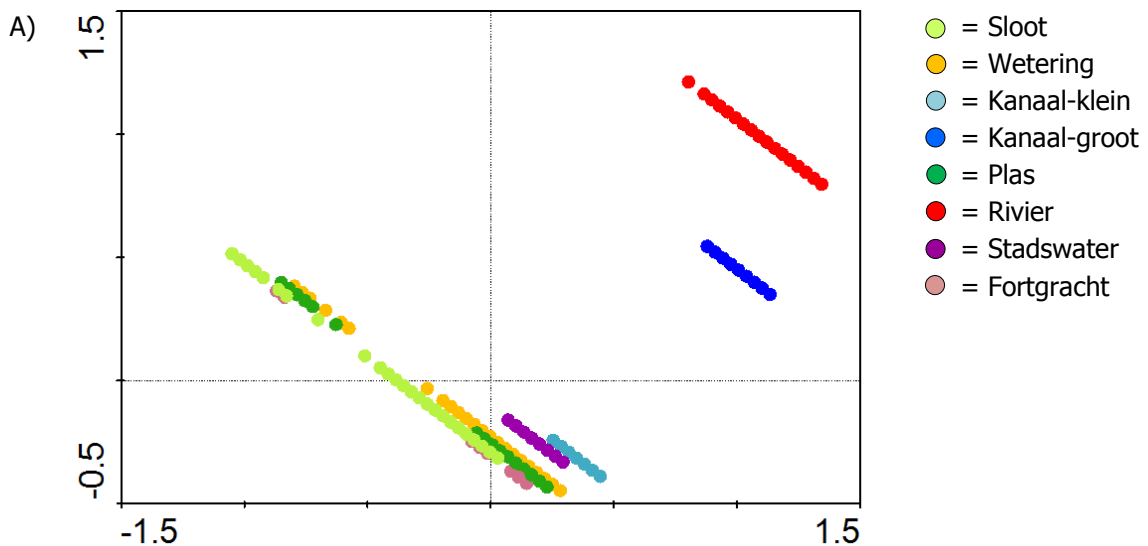
3.1 Macrofaunagemeenschappen en watertypen

Morfologische en hydrologische kenmerken van een water hebben een sturende invloed op de biologie van het systeem, waaronder de macrofaunagemeenschap. Bij het analyseren van een grote dataset met macrofaunagegevens is het dan ook nuttig om deze allereerst te onderscheiden in verschillende watertypen, zoals het goed herkenbare 'fortgracht' of 'ven'. Bij lijnvormige watertypen blijkt het onderscheid echter minder eenduidig. Een grote sloot is soms

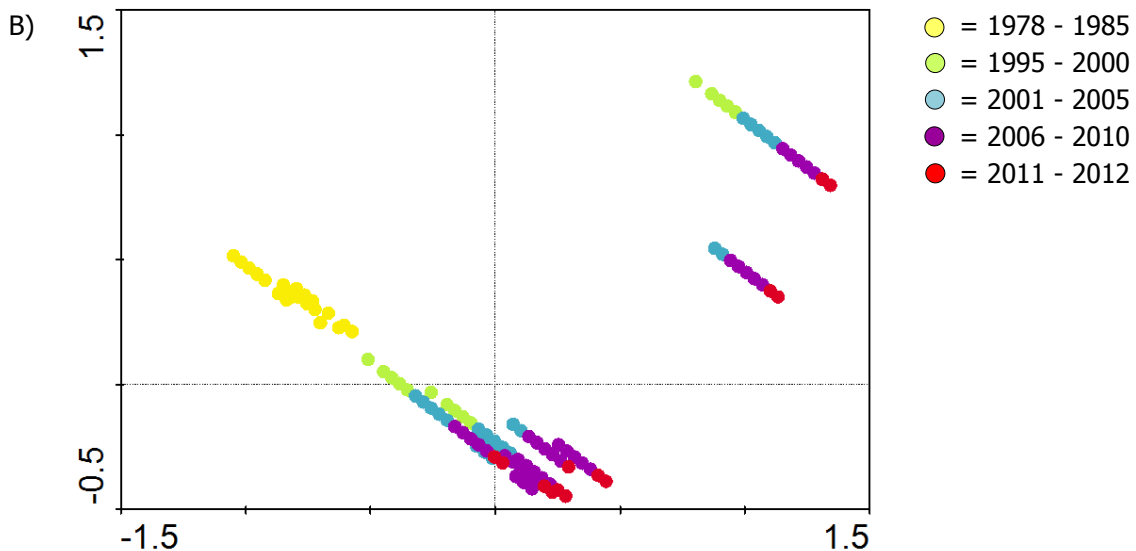
breder dan een kleine wetering en een smal kanaal kan qua dimensies overeenkomen met een brede wetering. Daarnaast zijn de Hollandsche IJssel, Oude Rijn en Kromme Rijn van oorsprong rivieren, terwijl binnen de KRW systematiek de Hollandsche IJssel en Oude Rijn op basis van de huidige inrichting en hydrologie toch zijn ingedeeld in het watertype "M6b, grote ondiepe kanalen met scheepvaart" overeenkomstig met de gegraven Leidsche Rijn⁴.

Als eerste stap in de analyse is daarom een Twinspan-analyse uitgevoerd, waarbij alle 933 macrofauna monsters in vier groepen zijn ingedeeld. Deze clustering door Twinspan houdt geen rekening met toegekende watertypes en deelt de groepen strikt in op basis van overeenkomsten en verschillen in de macrofaunagemeenschappen. Vooral in het eerste niveau van de Twinspan clustering (opdeling van 933 monsters in 2 groepen) komt een duidelijke relatie met het watertype naar voren. Zo wordt 88% van de sloten ingedeeld in Twinspan cluster "0", terwijl 94-96% van de monsters uit grote kanalen en rivieren wordt ingedeeld in Twinspan cluster "1". Weteringen, kleine kanalen, stadswateren en fortgrachten bevinden zich daarentegen in beide clusters. Daarnaast bleek ook het jaartal van de monstername een belangrijke factor in de clustering.

Om het gezamenlijk effect van de twee factoren 'watertype' en 'jaartal' te illustreren is een beperkte Canoco-analyse uitgevoerd waarbij alleen het jaartal en de verschillende watertypen als verklarende variabelen zijn meegenomen. De resultaten zijn opgenomen in figuur 3.1. Hierbij is het goed om te realiseren dat ieder watertype in Canoco een aparte variabele is die als waarde uitsluitend een "0" of een "1" kan hebben. Gezamenlijk zorgt dit voor de lineaire verdeling van de monsterpunten in Canoco.



⁴ De Kromme Rijn is binnen de KRW als "R6, langzaam stromend riviertje op zand/klei" getypeerd.



Figuur 3.1. Canoco-analyse van alle 933 macrofaunamonsters (op soortsniveau) met jaartal en acht watertypen als enige verklarende variabelen.
 In A) zijn de monsters geassocieerd op basis van watertype
 In B) zijn de monsters geassocieerd op basis van jaartal van monsternamen

De in figuur 3.1a geïllustreerde Canoco-clustering komt goed overeen met de Twinspan-clustering en laat wederom zien dat rivieren en grote kanalen een duidelijk andere macrofaunagemeenschap herbergen dan de kleinere wateren. Figuur 3.1a illustreert verder dat kleine watertypen zoals sloten en weteringen onderling overlappen en in deze analyse minder eenduidig zijn te onderscheiden. Dit komt doordat het jaar van de monsternamen een grotere invloed op de macrofaunagemeenschap blijkt te hebben (zie figuur 3.1b) en daarmee eventuele verschillen tussen de kleine watertypen heeft gecamoufleerd.

In het vervolg van de studie is daarom eerst naar de invloed van de factor tijd gekeken (§3.2) om vervolgens te kunnen kijken naar eventuele stuurfactoren in de waterkwaliteit of inrichting (overige paragrafen).

Conclusie:

Bij het verder analyseren van de macrofaunabestanden wordt een onderscheid gemaakt tussen de kleine wateren (zoals sloten, weteringen, stadswater, fortgrachten, plassen en kleine kanalen; KRW-watertypen M1, M3, M8, M10 en M11) en de grote lijnvormige wateren (grote kanalen en riviertjes; KRW-watertype M6, M7 en R6)

3.2 Veranderingen in de tijd

Het effect van de tijd, zoals geïllustreerd in figuur 3.1b, geeft een wel heel consequente indeling met voor alle watertypen de oudste jaren linksboven en de meest recente jaren rechtsonder. Dit komt meestal voor in situaties waar een beperkt aantal factoren een dominante rol spelen. In de huidige dataset blijkt dit te komen door i) een methodisch verschil tussen 1978-1985 en latere jaren, ii) voortschrijdende inzichten op het gebied van taxonomie en determinatie literatuur en iii) de opkomst van exoten. Deze drie factoren worden hieronder nader toegelicht.



i) Methodische verschillen tussen 1978-1985 en latere jaren

Op hoofdlijn zijn de macrofauna inventarisaties in alle jaren op dezelfde manier uitgevoerd. Het betrof telkens een 5m handnet monster, dat zo goed mogelijk tot op soort is gedetermineerd. Er zijn echter een tweetal belangrijke aandachtspunten (mondelinge mededeling dhr. R. Beenen, Prov. Utrecht). Allereerst werden de oligochaeten in de jaren 1978-1985 nauwelijks gedetermineerd. In de dataset zijn deze wormen dan ook vaak niet opgenomen of alleen onder de hoofdgroep "oligochaeta". Daarnaast bestond er in deze jaren een speciale interesse in de waterkevers. Waar sommige waterkevers een strikt aquatische levenswijze kennen, zijn er ook families met andere gewoonten. Zo zijn veel waterkevers uit de familie *Hydrophilidae* oeverbewoners, die zowel onder als boven water verblijven (Drost et al., 1992). Hierom werd het macrofauna-net in deze jaren ook actief door de meer droge oeverbegroeiing gehaald. De trefkans en soortenrijkdom zal hierdoor zijn toegenomen.

De data uit de jaren 1978-1985 zijn daarom niet verder in de analyse opgenomen.

ii) Voortschrijdende inzichten op het gebied van taxonomie en determinatieliteratuur

Vanaf 1985 zijn er voor verschillende macrofauna groepen nieuwe standaardwerken verschenen of zijn aanvullende werken gepubliceerd waarmee bepaalde families (beter) tot op soort gedetermineerd konden worden. Dit geldt onder meer voor enkele lastig te determineren maar veel voorkomende groepen als oligochaeten (de cd-rom van Timm en Veldhuijzen-van Zanten uit 2002 en zeer recent het boek van van Haaren en Soors, 2013), chironomiden (Moller Pilot, 2003 of losse aanvullingen voor bepaalde geslachten zoals *Cryptochironomus* met Vallenduik en Morozova, 2005) of bijv. schelpdieren uit het geslacht *Pisidium* (Gittenberger et al., 1998; Glöer en Meier-Brook, 2003 en Killeen et al., 2004).

Deze nieuwe determinatiewerken leiden tot betere determinaties maar ook tot trendbreuken in de dataset. Van de dansmuggen (*chironomiden*) werd in de jaren 1978-1985 bijvoorbeeld ca. 43% van de individuen tot op soort gedetermineerd. In de periode 1995-2012 ligt dit percentage op gemiddeld 72%. Een ander voorbeeld: de *Pisidium* soorten *P. amnicum*, *P. obtusale*, *P. pseudosphaerium* en *P. pulchellum* worden pas vanaf 2003-2004 enigszins consistent in 1-10% van de monsters aangetroffen.

In deze voorbeelden zal een Twinspan of Canoco-clustering onterecht concluderen dat er sprake is van een verschillende levensgemeenschap terwijl dat in werkelijkheid niet het geval hoeft te zijn.

iii) Exoten

Binnen de aquatische macrofauna zijn tot 2012 66 exoten vastgesteld (Verdonschot et al., 2013). Dit is zo'n 3% van het totaal aantal macrofauna-soorten. De verdeling kan echter sterk verschillen per groep. Zo zijn er in het beheergebied van HDSR negen verschillende vlokreeften aangetroffen. Alleen *Gammarus pulex* is een inheemse soort. De andere acht zijn allen exoten: *Gammarus tigrinus* (N-Amerika; vanaf 1960 in Ned.), *Crangonyx pseudogracilis* (N-Amerika; 1979), *Chelicorophium curvispinum* (Ponto-Kaspisch; 1987), *Echinogammarus ischnus* (Ponto-Kaspisch; 1991), *Dikerogammarus villosus* (Ponto-Kaspisch; 1994), *Echinogammarus trichiatus* (Ponto-Kaspisch; 1998), *Chelicorophium robustum* (Ponto-Kaspisch; 2003) en *Dikerogammarus haemobaphes* (Ponto-Kaspisch; 2006). Deze soorten spelen ook kwantitatief een rol. Zo zijn er in het gehele databestand 15112 waarnemingen van de inheemse *G. pulex*, terwijl er van de acht exoten in totaal 38199 waarnemingen zijn.

Noot. Voor een aantal monsters uit twee watertypen met *G. pulex* als positieve soort (R6, M1a) is nagegaan in hoeverre de EKR-score verandert als alle vlokreeften als *G. pulex* worden gezien. Hiertoe zijn alle bovengenoemde soorten gehercodeerd in *G. pulex*, waarna QBwat opnieuw EKR-scores heeft berekend. In de meeste gevallen is het effect gering (max. 0,03 eenheid). Dit betekent dat het verdringen van onze inheemse *G. pulex* alleen niet tot een grote wijziging in de EKR-scores heeft geleid.

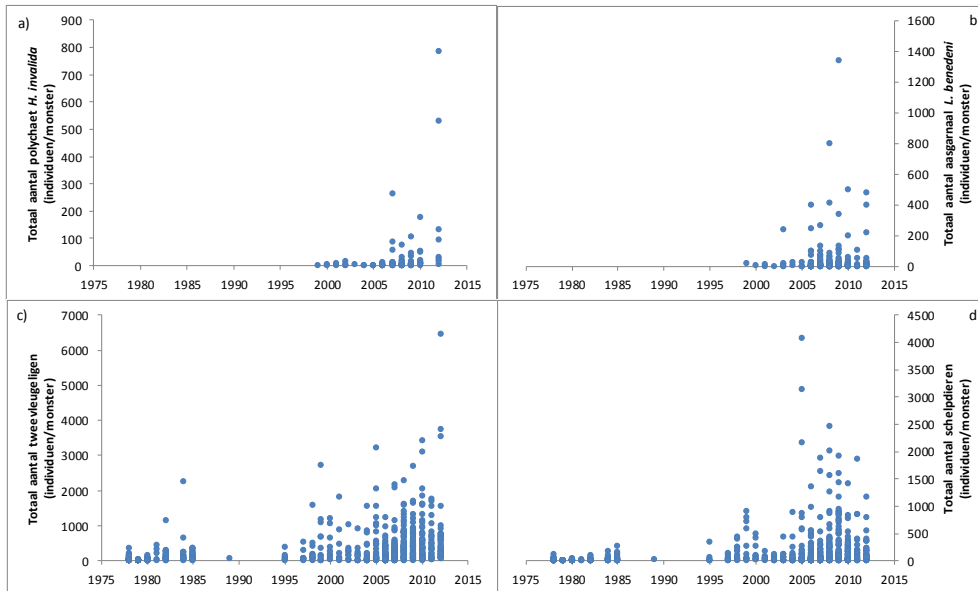
Dat de aankomst van steeds weer nieuwe exoten tot een trendbreuk in databestanden kan leiden is in tabel 3.1 geïllustreerd middels het percentage van de monsters waarin de betreffende exoot is aangetroffen. De groen gekleurde jaren zijn de jaren waarin de soort voor het eerst in Nederland is aangetroffen.

Tabel 3.1 Het percentage van de macrofauna-monsters waarin een exoot in de verschillende jaren is aangetroffen. De groen gekleurde jaren zijn de jaren waarin de soort voor het eerst in Nederland is aangetroffen.

| jaar | vlokreeft <i>Dikerogammarus villosus</i> | polychaeta <i>Hypania invalida</i> | aasgarnaal <i>Limnomysis benedeni</i> | kreeft <i>Orconectes virilis</i> | vlokreeft <i>Dikerogammarus haemobaphes</i> | mossel <i>Dreissena bugensis</i> |
|------|---|---------------------------------------|--|-------------------------------------|--|-------------------------------------|
| 1978 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1979 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1980 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1981 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1984 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1985 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1995 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1997 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1998 | 17 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1999 | 25 | 8 | 8 | 0 | 0 | 0 |
| 2000 | 10 | 20 | 10 | 0 | 0 | 0 |
| 2001 | 25 | 25 | 25 | 0 | 0 | 0 |
| 2002 | 10 | 40 | 10 | 0 | 0 | 0 |
| 2003 | 0 | 8 | 42 | 0 | 0 | 0 |
| 2004 | 14 | 10 | 10 | 0 | 0 | 0 |
| 2005 | 14 | 6 | 8 | 0 | 0 | 0 |
| 2006 | 20 | 10 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| 2007 | 15 | 15 | 37 | 0 | 0 | 2 |
| 2008 | 16 | 25 | 61 | 0 | 10 | 4 |
| 2009 | 15 | 21 | 64 | 1 | 9 | 7 |
| 2010 | 16 | 16 | 36 | 5 | 2 | 7 |
| 2011 | 0 | 0 | 20 | 0 | 0 | 10 |
| 2012 | 10 | 20 | 51 | 0 | 12 | 17 |

Samenvattend betekent dit dat op het niveau van soorten veranderingen in de macrofaunagemeenschap over de jaren verwacht mogen worden als gevolg van deze meer methodische veranderingen en de binnenkomst van exoten. Om dit effect te verkleinen zouden de analyses mogelijk op een hoger taxonomisch niveau moeten worden uitgevoerd (bijv. geslacht, familie of zelfs orde). Zeker op het niveau van taxonomische families of de orde zou dit een verlies aan informatie en daarmee onderscheidend vermogen betekenen. Om te weten wat er gebeurt is deze correctie even goed toegepast, waarna ook de Canoco-analyse opnieuw is uitgevoerd. Deze laat echter een vergelijkbaar beeld zien (resultaten niet opgenomen). Dit betekent dat in ieder geval bovenstaande determinatie-aspecten niet de grootste factor in de veranderingen over de jaren waren (over de gehele periode kan er geen discussie bestaan hebben over de orde waartoe dieren behoren). Daarom zijn scatterplots gemaakt om de verbanden tussen het totaal aantal individuen van een bepaalde orde en het onderzoeksjaar te illustreren (figuur 3.2). In dit figuur is enerzijds geïllustreerd dat het effect van de exoten ook op het niveau van de taxonomische orde meetelt (toenemende aantallen vanaf 2000). Voor zowel de worm *Hypania invalida* als de aasgarnaal *Limnomysis benedeni* is deze exoot de enige representant van de betreffende orde (*Polychaeta* resp. *Mysida*). Dit is echter niet het enige effect. Zo laten ook de ordes van de tweevleugeligen en schelpdieren een toename in aantallen over de jaren zien. Binnen beide ordes spelen veranderingen in de determinatie literatuur (voor de tweevleugeligen bij bijv. de dansmuggen en voor de schelpdieren bij de *Pisidium*-soorten)

maar dit effect speelt geen rol op het niveau van de taxonomische orde. Dit betekent dat het effect van de veranderingen in de tijd niet genegeerd kan worden, mede omdat de aantallen lokaties en de samenstelling van de bemonsterde watertypen niet constant is over de jaren.



Figuur 3.2. Scatter-plot van het totaal aantal individuen per monster voor verschillende taxonomische ordes, namelijk
a) de polychaeten, maar die bestaat volledig uit de soort *Hypania invalida*
b) de aasgarnalen (*Mysida*), maar die bestaat volledig uit de soort *Limnomysis benedeni*
c) de tweevleugeligen (Diptera)
d) de schelpdieren (Bivalvia)

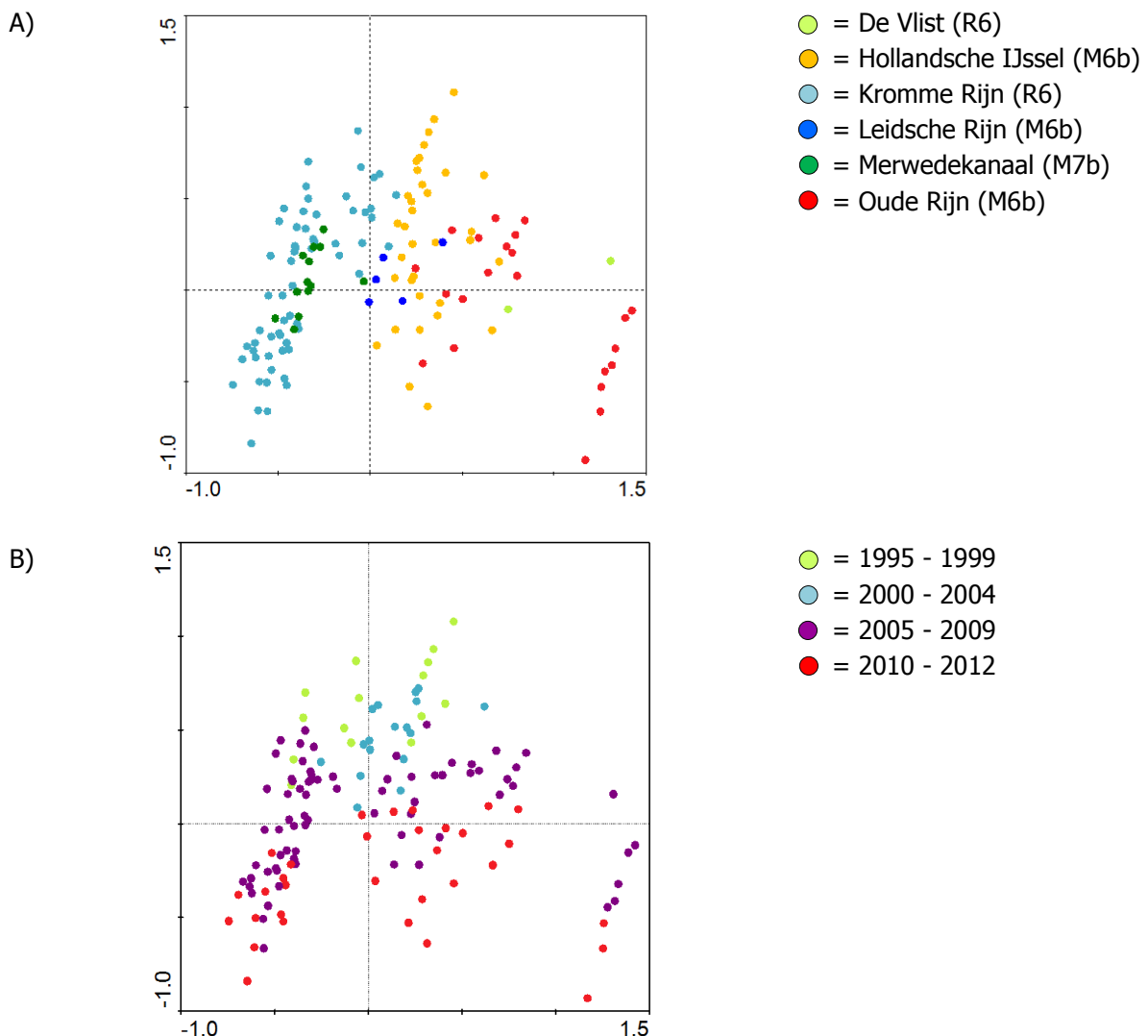
Conclusie:

Statistische analyses van de macrofauna-gegevens laten significante veranderingen in de tijd zien. Dit is deels veroorzaakt door enkele meer methodische aspecten (bijv. nieuwe determinatieliteratuur) en de binnenkomst van meerdere exoten. De veranderingen zijn echter ook zichtbaar als alle determinaties worden samengevoegd op het niveau van taxonomische ordes.

3.3 Grote wateren (M6, M7 en R6)

Zoals in figuur 3.1 is geïllustreerd verschillend, conform verwachting, de macrofaunagemeenschap in de grotere wateren (grote kanalen en rivieren; M6, M7 en R6) duidelijk van de kleine wateren. Bij de verdere analyses zijn beide watertypen daarom los van elkaar bestudeerd.

Er zijn 142 macrofaunamonsters afkomstig uit grote kanalen of rivieren; 34 uit de Hollandse IJssel, 66 uit de Kromme Rijn; 22 uit de Oude Rijn; 13 uit het Merwedekanaal; 5 uit de Leidsche Rijn en 2 uit de Vlist. De uitgevoerde Canoco-analyse kan 13% van de aanwezige variatie verklaren. Dit is relatief weinig. Evengoed laat een clustering van de monsters in de Canoco-plaatjes een duidelijke opdeling in de verschillende rivieren en kanalen zien (figuur 3.3a). Daarnaast illustreert figuur 3.3b dat ook in deze grote wateren een duidelijk effect van de tijd is te zien.



Figuur 3.3. Canoco-analyse van 142 macrofaunamonsters (op soortsniveau) afkomstig uit rivieren (R6) en grote kanalen (M6 en M7).

In A) zijn de monsters geïllustreerd op basis van de lokatie

In B) zijn de monsters geïllustreerd op basis van het jaartal van de monsternaam

Middels een Twinspan-analyse is vervolgens gekeken naar de kenmerkende soorten achter deze opdeling per rivier/kanaaltype. Hieruit blijkt dat het onderscheid tussen de verschillende kanalen en rivieren nauwelijks op het niveau van macrofaunagroepen is terug te vinden (met watermijten als enige uitzondering). Dit betekent dat de verschillende macrofaunagemeenschappen vooral veel overeenkomsten hebben. Tegelijkertijd zijn er op het niveau van individuele soorten wel degelijk kenmerkende verschillen. Het merendeel van de macrofauna-monsters uit de Kromme Rijn en het Merwedekanaal (linker deel in figuur 3.3a) wordt gekenmerkt door relatief hogere dichtheden van de dansmug *Prodiamesa olivacea*, de vlokreeft *Dikerogammarus villosus*, de schelp *Corbicula fluminea* en de slak *Potamopyrgus antipodarum*. De monsters uit de Leidsche Rijn, Oude Rijn en De Vlist worden juist gekenmerkt door hogere dichtheden van de dansmug *Glyptotendipes pallens* en de pissebed *Asellus aquaticus*. De macrofaunamonsters uit de Hollandsche IJssel nemen een intermediaire positie in. De meeste monsters van de Hollandsche IJssel worden door Twinspan ingedeeld in de groep van Leidsche Rijn, Oude Rijn en de Vlist, maar vooral lokatie d12 neemt een afwijkende positie in⁵.

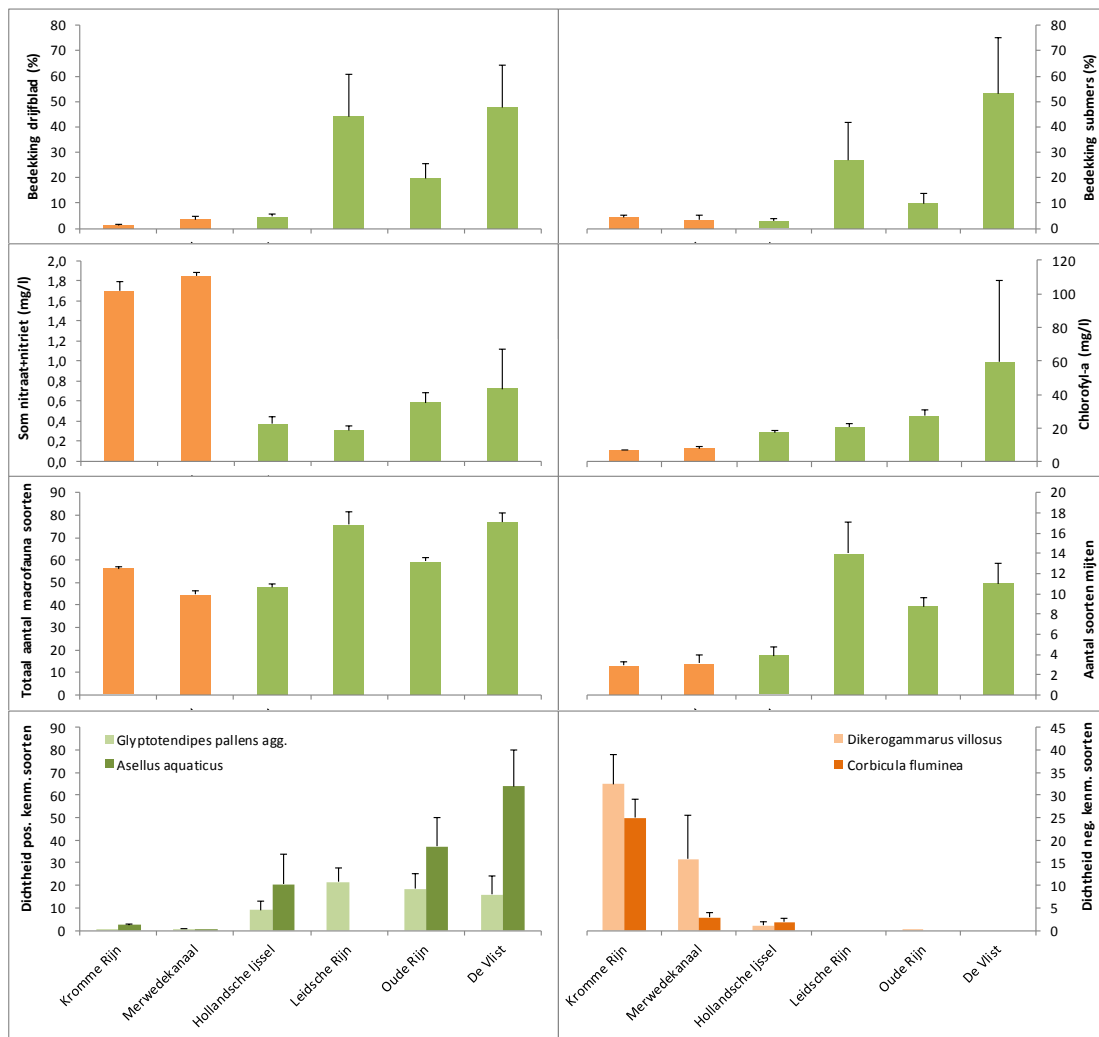
In figuur 3.4 zijn deze verschillen geïllustreerd aan de hand van het totaal aantal macrofauna soorten, de watermijten als groep en bovengenoemde individuele soorten. Tegelijkertijd is gekeken naar de belangrijkste stuurfactoren. De Canoco-analyse duidt op een drietal factoren die positief aan de x-as zijn gecorreleerd (niet geïllustreerd in fig 3.3), namelijk de bedekking door waterplanten, een lagere concentratie nitraat en een hoger gehalte aan chlorofyl. Ook deze verschillen zijn geïllustreerd in figuur 3.4 (bovenste helft).

Een Canoco-analyse is gebaseerd op onderlinge correlaties en zegt in principe niets over oorzakelijke verbanden. De aangetroffen verbanden tussen de macrofauna-clustering en de nitraat en chlorofyl concentraties zouden daarom best gebaseerd kunnen zijn op de onderlinge correlaties tussen nitraat/chlorofyl met de bedekkingspercentages van de waterplanten⁶. De bedekking van de waterplanten lijkt eerder als stuurfactor op de macrofauna aan te duiden. Dit wordt bijvoorbeeld ondersteund doordat beide positief kenmerkende soorten (de dansmug *Glyptotendipes pallens* en de pissebed *Asellus aquaticus*) positief reageren op de aanwezigheid van waterplanten. De negatief kenmerkende soorten duiden daarentegen op een meer zandig substraat en/of de aanwezigheid van meer stroming. Hogere dichtheden in de Kromme Rijn en het Merwedekanaal zijn daarom niet onlogisch.

⁵ Deze afwijkende situatie in d12 viel al tijdens de monitoring op en de jaarlijkse monsternamen op deze lokatie is daarom in 2006 gestopt, omdat de lokatie niet langer representatief was voor de Hollandsche IJssel.

⁶ De nitraat concentraties variëren tussen de 0,5 en 1,8 mg/l en lijken daarmee te laag voor een direct effect. Lagere nitraat concentraties zijn eerder een gevolg van de opname door waterplanten of houden verband met een andere oorsprong van het oppervlaktewater (regenwater, grondwater, Rijn-water)





Figuur 3.4 Verschillen tussen de Kromme Rijn en het Merwedekanaal enerzijds (oranje gemarkeerd) en de Hollandsche IJssel, Leidsche Rijn, Oude Rijn en De Vlist anderzijds (groen gemarkeerd) geïllustreerd aan de hand van de bedekking door waterplanten (bovenste figuren), som nitraat+nitriet en chlorofyl conc. (tweede rij), de totale hoeveelheid macrofaunasoorten en watermijten (derde rij) en de dichtheden van de verschillende kenmerkende soorten uit Twinspace (vierde rij). Weergegeven zijn de gemiddelde waarden met de standaardfout.

Een nadere statistische analyse van de stuurfactoren binnen deze groep van grote kanalen en rivieren wordt beperkt door de omvang en kenmerken van de dataset. Zo is al eerder (hoofdstuk 2) opgemerkt dat de waterkwaliteitsparameters voor de officiële KRW-macrofauna meetpunten veelal zijn geëxtrapoleerd vanuit een andere lokatie (het chemisch KRW-meetpunt), terwijl tegelijkertijd de bedekkingspercentages van de waterplanten op meerdere methoden zijn gebaseerd (vanaf 2008 andere definitie van begroeibaar areaal). Daarnaast is deze groep van 142 macrofaunamonsters afkomstig van in totaal 25 verschillende lokaties. Vijf daarvan zijn echter zo vaak gemonitord dat deze samen de helft van de macrofauna monsters bepalen. Te samen met geschatte waterkwaliteitsparameters, een variabele berekening van bedekkingspercentages en een variabele samenstellingen van de monsterlokaties over de jaren is het niet verrassend dat de getoonde relaties variaties laten zien.

Een interessante vervolgvraag (welke stuurfactoren beïnvloeden de bedekking door de waterplanten) is daarom moeilijk te beantwoorden. Tegelijkertijd is de huidige dataset daarvoor ook niet het meest geschikt. Het aantal lokaties waar waterplanten worden gemonitord is tenslotte veel hoger dan het aantal macrofauna lokaties. De effectiviteit van maatregelen kan daarom het beste in een tweetraps analyse worden beantwoord: de huidige analyse laat een positief verband zien tussen de macrofauna en de bedekking door waterplanten, maar is ongeschikt voor een analyse van de stuurfactoren op de waterplanten. Hiervoor is een vergelijkbare analyse van de waterplanten monitoring wenselijk.

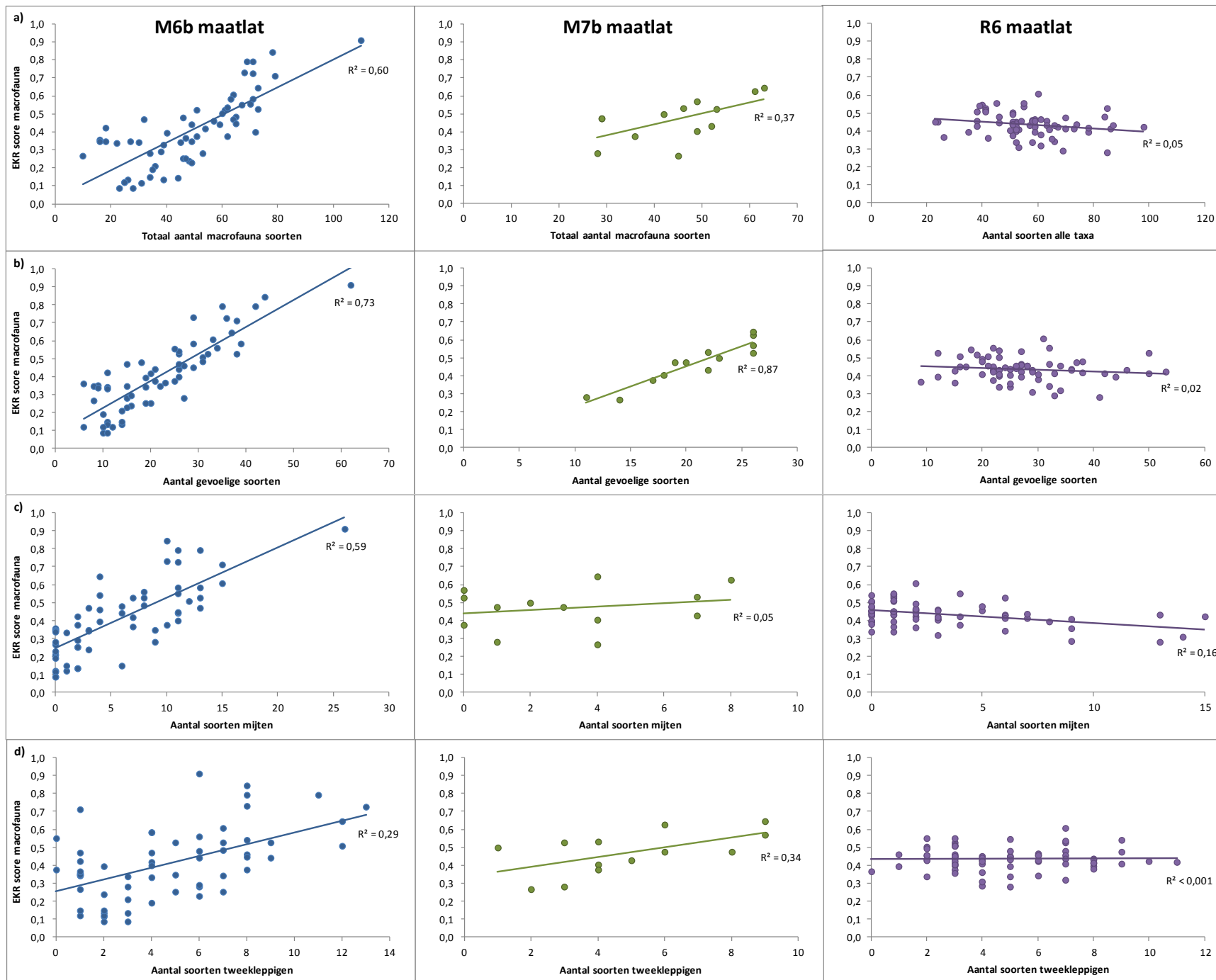
Wel kan er per watertype (M6b, M7b en R6) gekeken worden naar de relaties tussen de macrofauna-samenstelling en de EKR-score (figuur 3.5). Hierbij is allereerst gekeken naar het totaal aantal macrofauna-soorten (figuur 3.5a). Deze parameter geeft voor beide kanalen een goede correlatie met de EKR-score. Voor het riviertype R6 treedt dit verband echter niet op. Vervolgens is gekeken naar een subset van macrofauna-groepen, die in dit rapport als "gevoelige groepen" worden aangeduid. Dit zijn alle macrofauna-groepen exclusief de oligochaete wormen, dansmuglarven, bloedzuigers en slakken. Deze groep "gevoelige macrofauna-soorten" heeft voor zowel de ondiepe als diepe kanalen (M6b en M7b) een nog sterkere correlatie met de EKR-score, terwijl nog steeds een relatie voor het riviertype R6 ontbreekt (figuur 3.5b). Als illustratie zijn ook de relaties met twee individuele macrofauna-groepen weergegeven, namelijk de watermijten (figuur 3.5c) en de schelpdieren (figuur 3.5d).

In alle gevallen is er sprake van een duidelijke relatie voor watertype M6b, een veelal iets zwakkere relatie voor watertype M7b (maar dit zijn ook minder datapunten) en een ontbrekende relatie voor R6. Dit heeft allereerst te maken met verschillen in de berekeningswijze van de maatlat tussen de kanaaltypen M6/M7 en het riviertype R6. Zo blijkt voor M6b en M7b, gemiddeld over alle monsters, 55-60% van de aangetroffen taxa mee te tellen in de EKR-score (hetzij positief, hetzij kenmerkend hetzij negatief), terwijl dit voor R6 slechts 30% is. Variaties in de diversiteit binnen de kanaal-typen hebben daarom een meer directe relatie met de EKR-score.

Voor de ondiepe kanalen met scheepvaart, M6b, en waarschijnlijk ook voor de diepe kanalen met scheepvaart M7b, betekent dit echter ook dat KRW-maatregelen gericht op een toenemende diversiteit eigenlijk altijd leiden tot een hogere score. Bij de R6 is dit duidelijk niet het geval, waardoor de effectiviteit van eventuele maatregelen in dit laatste geval moeilijker is in te schatten.

Voor M6b is tenslotte gekeken naar de aard en inrichting van de lokaties met een hoge EKR-score. In een aantal gevallen zijn dit lokaties met een verlaagde oever of een relatief ondiep deel langs de oever, waardoor de vestigingsmogelijkheden van waterplanten groter zijn. De bedekkingspercentages van waterplanten laten dan ook een positieve correlatie met de diversiteit van de macrofauna en/of de EKR-score zien (figuur 3.6). De hierboven beschreven beperkingen van de database zijn mogelijke verklaringen voor de relatief zwakke correlatie. Uit figuur 3.6 valt echter ook op dat lokaties met een bedekking door waterplanten (somemers, drijvend en submers) van >25% in alle gevallen meer dan 20 gevoelige macrofauna soorten hebben cq. een EKR-score >0,4. Tegelijkertijd zijn er ook enkele andere eigenaardigheden. Zo valt in figuur 3.6 op, dat een viertal monsters een hoge EKR-score hebben (>0,7) terwijl de bedekking door waterplanten in alle vier de gevallen juist laag is.



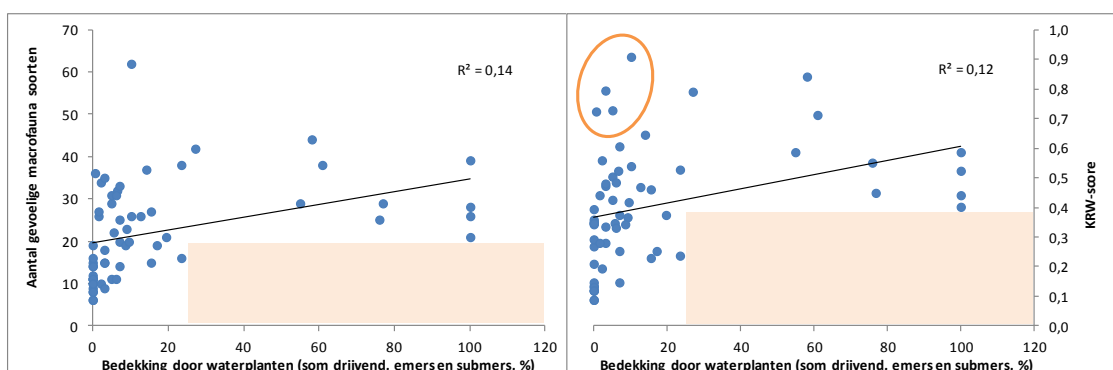


Figuur 3.5

Correlaties tussen de diversiteit van de macrofauna en de EKR-score voor drie watertypen (M6b, M7b en R6).

Weergegeven zijn het totaal aantal macrofauna-soorten (A), de "gevoelige-macrofauna groepen" (B, alle soorten minus de oligochaeten, chironomiden, bloedzuigers en slakken) en als extra voorbeeld de watermijten (C) en de tweeleppigen (D).

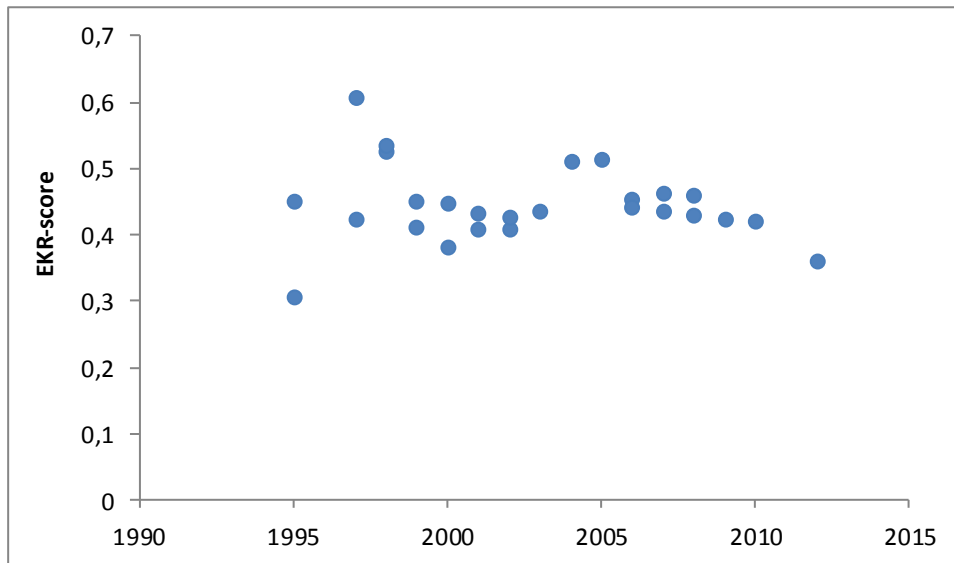
In de achterliggende rapporten van Grontmij|AquaSense zijn deze macrofauna monsters opgezocht en is gekeken naar de toelichting. In al deze gevallen wordt in het rapport opgemerkt dat, gelet op de uiterlijke kenmerken van de lokaties, de rijkdom van de macrofauna opvallend is en ook dat er meerdere macrofauna soorten aanwezig zijn die evengoed duiden op de aanwezigheid van waterplanten. Deze aanwezigheid bleek niet uit de uitgevoerde waterplanten inventarisatie en zou wellicht kunnen duiden op de instroom van soorten uit nabij gelegen delen. Er moet echter ook rekening gehouden worden met de variatie in de waterplanten. De lokatie NL14_16 1 in de Leidsche Rijn is in 2007 bijvoorbeeld één van deze vier uitzonderlijke situaties. De EKR-score voor de macrofauna is hoog, ondanks een lage bedekking door waterplanten. In zowel 2006 als 2008-2010 is de bedekking van waterplanten op deze lokatie echter beduidend hoger. Voor de latere jaren zou dit te maken hebben met bovenstaande aanpassing in de berekening, maar dit gaat niet op voor 2006.



Figuur 3.6 De relaties tussen de bedekking van waterplanten (som van drijvend, emers en submers) en de macrofauna, weergegeven als het aantal gevoelige soorten (links) en de KRW-maatlat score (rechts) in het watertype M6b. De toelichting op de oranje vlakken is in de tekst opgenomen.

Al met al kan voor kanalen geconcludeerd worden dat inrichtingsmaatregelen die de vestigingsmogelijkheden van waterplanten verhogen naar alle waarschijnlijkheid zullen leiden tot hogere EKR-scores. Als minimaal doel zou men zich hierbij kunnen richten op een bedekking van >25% voor de submers, emerse en drijvende vegetatie gezamenlijk.

Voor het watertype R6 is het veel moeilijker om aan te geven welke maatregelen mogelijk effectief zijn. Figuur 3.5 laat tenslotte zien dat er in deze lokaties wel degelijk variatie in de macrofaunagemeenschap optreedt (en in dezelfde mate als bij de M6b en M7b lokaties!), terwijl de EKR-score niet reageert. Als extra illustratie is gekeken naar de EKR-score voor lokatie A01 resp. NL14_2 26, zoals die sinds 2006 wordt genoemd (figuur 3.7). Afgezien van twee uitschieters (een lage van 0,31 in 1995 en een hoge van 0,61 in 1997) varieert de EKR-score continu tussen de 0,36 en 0,54. Dit is kennelijk te zien als meetvariatie. De lokatie varieert enigszins over de jaren. Zo werd in 2010 geconstateerd (Grontmij|AquaSense rapport) dat de diepte langs de kant met een meter was toegenomen ten opzichte van 2003. Te samen met de beschoeide oevers is de afwezigheid van waterplanten daarmee niet erg opvallend. Ook wordt hierbij de aanwezigheid van een nieuwe nevengeul beschreven maar het is onduidelijk in hoeverre die in het macrofaunamonster is opgenomen.



Figuur 3.7 EKR-score van de macrofauna op lokatie A01 / NL14_2 26 die al vanaf 1995 wordt gemonitord (watertype R6).

Samenvattend betekent dit voor de R6-wateren dat er weliswaar variatie in de macrofauna monsters valt waar te nemen maar dat deze niet is te herleiden tot stuurfactoren en dat deze niet leidt tot significante verschillen in de EKR-score. Tegelijkertijd wordt ook geconstateerd dat de Kromme Rijn een zeer lage aanwezigheid van waterplanten kent (zie figuur 3.4) terwijl het (natuurlijke) watertype R6 juist gekenmerkt wordt door de aanwezigheid van een grote diversiteit aan habitats, waaronder submerse, emerse en drijfblad vegetaties. Dit zijn beide aanwijzingen dat de huidige situatie in de Kromme Rijn op enkele essentiële punten verschilt met die waaronder een R6 optimaal kan ontwikkelen. Welke dit zijn is op basis van de data-analyse niet aan te geven, maar men zou kunnen denken aan combinaties tussen inrichting en rivierdynamiek (stroming; debieten). De grote diversiteit aan habitats die voor een R6 kenmerkend is, is over het algemeen een gevolg van dynamiek in het systeem. Maatregelen die de aanwezigheid van waterplanten bevorderen zullen daarom naar alle waarschijnlijkheid tot hogere EKR-scores leiden. Dit is eventueel na te gaan door binnen de huidige Kromme Rijn gericht op zoek te gaan naar (desnoods kleine) gebieden met waterplanten om aldaar vervolgens de macrofauna te bemonsteren. Ook is onduidelijk in hoeverre de huidige monitoringspunten voldoende inspelen op de maatregelen, die de laatste jaren in de Kromme Rijn al zijn genomen. Maar er zou ook in breder kader bekeken moeten worden of de randvoorwaarden (zoals debieten, stroming, maar daarna ook waterkwaliteit) in voldoende mate het ontstaan van een divers en dynamisch riviersysteem mogelijk maken.

Conclusies:

De dataset met macrofaunamonsters en verklarende parameters in de grote kanalen en rivieren wordt gekenmerkt door enkele onvolkomenheden, waardoor de kracht van statistische analyses wordt beperkt. In veel gevallen zijn de waterkwaliteitsparameters bijv. niet 1:1 aan de macrofauna monsters te koppelen. Daarnaast wordt 50% van de monsters gevormd door waarnemingen van slechts 5 lokaties.

Evengoed leiden de resultaten wel tot enkele conclusies:

* De macrofaunagemeenschap van de Kromme Rijn en het Merwedekanaal verschilt met die van de Hollandsche IJssel, Leidsche Rijn, Oude Rijn en de Vlist. Dit wordt deels beïnvloed door de aanwezigheid van waterplanten (in de laatste groep wateren is de bedekking hoger)

* Een toename van het aantal macrofauna soorten leidt in zowel M6b als M7b tot een directe stijging van de EKR-score, terwijl deze relaties voor R6 niet aanwezig is. Dit is opmerkelijk aangezien de variatie in macrofauna soorten op orde grootte vergelijkbaar is. Enerzijds heeft dit te maken met een andere berekeningswijze in de KRW-maatlat systematiek; anderzijds met de vrijwel volledige afwezigheid van waterplanten in de R6 lokaties waar de macrofauna werd bemonsterd. Meer in het algemeen wordt aangeraden om na te gaan of de randvoorwaarden (zoals debieten, stroming, maar daarna ook waterkwaliteit) in voldoende mate het ontstaan van een divers en dynamisch riviersysteem mogelijk maken en of de huidige monitoringslokaties voldoende aansluiten bij de ondertussen in de Kromme Rijn al uitgevoerde maatregelen.

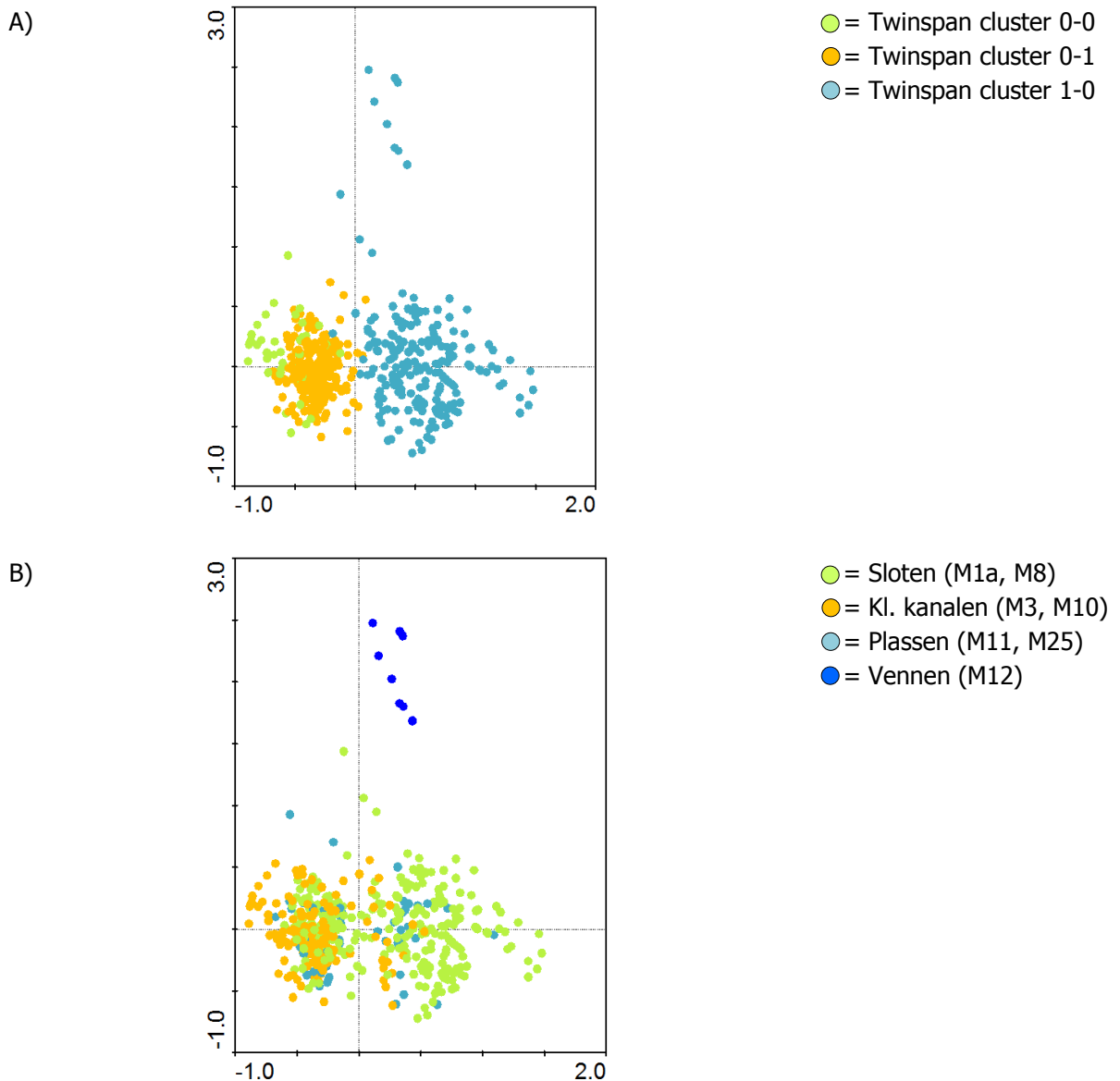
* Voor zowel M6b als M7b kan geconcludeerd worden dat maatregelen die leiden tot een toename van de waterplant vegetatie de meest kansrijke zijn bij het streven naar hogere EKR-scores. Een nadere analyse van de waterplanten monitoring, die op een veel groter aantal lokaties wordt uitgevoerd, kan meer inzicht geven in de factoren die een toename van de waterplant bedekking het sterkst beïnvloeden.

3.4 Kleine wateren

Vanaf 1995 zijn er in totaal 532 macrofaunamonsters genomen in kleinere wateren. Twinspan deelt deze op in 3 clusters (zie figuur 3.8a waarbij de Twinspan clusters zijn gevisualiseerd in het Canoco-diagram; Twinspan cluster 1-1 bestond uit één zeer afwijkend monster⁷). In hetzelfde Canoco-diagram (figuur 3.8b) zijn de monsters ook geclusterd op basis van het KRW-type. Dit kon voor 496 monsters worden uitgevoerd, omdat van de resterende lokaties geen KRW-watertype bekend was.

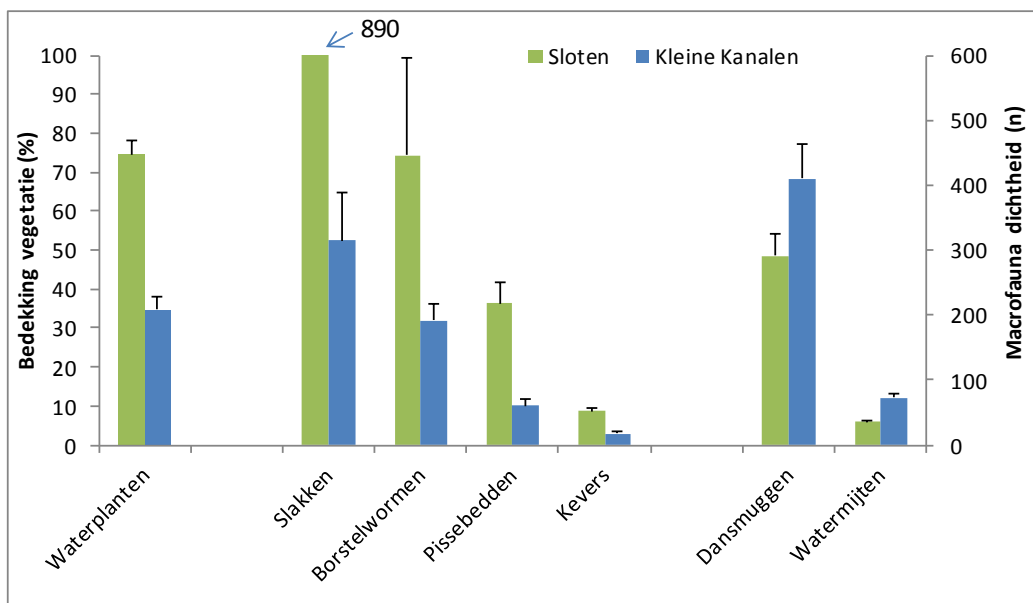
Te samen laten deze illustraties zien dat de macrofaunagemeenschappen binnen de kleinere wateren duidelijk aan het KRW-watertype zijn gecorreleerd. Niet verrassend natuurlijk, aangezien de KRW-watertypen juist bedoeld zijn om verschillen tussen de wateren te typeren. Een nadere analyse van stuurfactoren voegt dan echter weinig toe. Breedte blijkt in de Canoco-analyse bijvoorbeeld een belangrijke factor, maar is tegelijkertijd ook een belangrijk kenmerk om de sloot-typen (M1a en M8) te onderscheiden van de kleine kanalen (M3 en M10).

⁷ Dit betreft lokatie Ab22, die in 2005 op een verkeerde plaats is bemonsterd (Staat niet in rapport, maar data staan wel in Ecolims)



Figuur 3.8. Canoco-analyse van 496 macrofaunamonsters (op soortsniveau) afkomstig uit kleine wateren ingedeeld op basis van het KRW-watertype.
 In A) zijn de monsters gevisualiseerd op basis van de Twinspan-analyse
 In B) zijn de monsters gevisualiseerd op basis van het KRW-watertype

De verschillen in de macrofaunagemeenschappen tussen sloten en kleine kanalen zijn deels terug te voeren op een verschil in de bedekking door waterplanten (figuur 3.9). Deze bedekking is in sloten hoger, wat onder meer tot duidelijk hogere dichtheden aan slakken leidt. Daarnaast worden de sloten gekenmerkt door hogere dichtheden aan borstelwormen (*oligochaeten*), pissebedden en waterkevers, terwijl de kleine kanalen juist een hogere dichtheid aan dansmuggen (*chironomidae*) en watermijten kennen.



Figuur 3.9. Verschillen in de levensgemeenschappen van sloten (M1a en M8) en kleine kanalen (M3 en M10), weergegeven middels de bedekking door waterplanten (gebaseerd op de som van drijfblad, emers en submers, %) en de dichtheden van enkele kenmerkende macrofauna groepen (aantallen/monster). Weergegeven zijn de gemiddelden en standaard fouten.

Een nadere analyse van stuurfactoren heeft daarom vooral zin binnen de verschillende KRW-watertypen. De 532 monsters zijn als volgt over de watertypen verdeeld:

| | Watertype | Omschrijving | Aantal |
|-------------|------------------|-------------------------------------|---------------|
| Sloten | M1a | Gebufferde sloten op minerale bodem | 239 |
| | M8 | Gebufferde laagveensloten | 36 |
| Kl. kanalen | M3 | Gebufferde (regionale) kanalen | 120 |
| | M10 | Laagveen vaarten en kanalen | 31 |
| Plassen | M11 | Kleine ondiepe gebufferde plassen | 43 |
| | M20 | Matig grote diepe gebufferde meren | 2 |
| | M25 | Ondiepe laagveenplassen | 12 |
| Vennen | M12 | Vennen | 8 |
| | Onbekend | | 41 |

Uit dit overzicht blijkt dat er voor sommige watertypen te weinig monsters zijn voor een statistische analyse. De 8 macrofaunamonsters uit vennen betreffen bijvoorbeeld 2 lokaties (ab 18 en ab21; Het ven Nassau Odijkhof in Driebergen en het ven Heidepark bij Bilthoven) met ieder 4 waarnemingen. Figuur 3.8b illustreert daarbij, wederom conform verwachting, dat vennen een duidelijk afwijkende macrofaunagemeenschap hebben. Ook het watertype M20, matig grote diepe gebufferde meren, komt te weinig voor. De twee waarnemingen zijn afkomstig van Ab33 en W31 resp. de plas Vechten en plas Breeveld.

De verdere analyse heeft zich daarom gericht op:

- i) sloten (M1a met daarbij M8 meegenomen)
- ii) kleine kanalen (M3 met daarbij M10 meegenomen)
- iii) plassen (M11 met daarbij M25 meegenomen)

Alvorens deze macrofaunamonsters verder te analyseren is het echter nuttig om even stil te staan bij de opdeling tussen sloten en kleine kanalen. Zoals figuur 3.8b laat zien treedt er enige overlap tussen beide categorieën op. Er lijken vooral veel sloten tussen de monsters afkomstig uit kleine kanalen te liggen, maar andersom komt ook voor. Nu zal natuurlijk altijd enige variatie aanwezig zijn. Toch is eens goed gekeken naar de monsters die deze overlap vertonen. Het viel namelijk op dat het niet alleen losse monsters zijn die visueel in een andere categorie vallen, maar ook hele lokaties (met soms wel 11 individuele monsters). Dit suggereert dat er naast gewone variatie iets meer speelt. Hieronder is daarom een overzicht opgenomen van de betreffende lokaties. Dit zijn alleen lokaties waar ten minste 80% van de monsters door Twinspan in een ander cluster worden ingedeeld:

Monsters uit sloten (M1a en M8) die door Twinspan bij de kleine kanalen worden ingedeeld

| Lokatie | Aantal monsters | Jaar | KRW-watertype | Breedte (m) |
|-----------|-----------------|-----------------|---------------|-------------|
| Ab62 | 1 | 2008 | M1a | 3 |
| Ab30 | 1 | 2008 | M1a | 4 |
| A71 | 1 | 2008 | M1a | 4 |
| A96 | 1 | 2008 | M1a | 4 |
| Ab64 | 1 | 2008 | M1a | 6 |
| As20 | 1 | 2008 | M1a | 6 |
| Ab23 | 6 | 2005 - 2010 | M1a | 6 |
| NL14_32 3 | 5 | 2006 - 2010 | M1a | 6 |
| NL14_4 8 | 3 | 2010 - 2012 | M1a | 6 |
| Wb21 | 2 | 2005, 2007 | M8 | 7 |
| Ab09 | 1 | 2005 | M1a | ±8 (Google) |
| A73 | 1 | 2005 | M1a | ±8 (Google) |
| NL14_6 4 | 5 | 2006 - 2010 | M1a | 8 |
| NL14_3 1 | 4 van de 5 | 2006, 2008-2010 | M1a | 8 |
| Ab14 | 7 van de 8 | 2003 - 2009 | M1a | 9 |
| As31 | 1 | 2008 | M1a | 10 |
| D01 | 1 | 2009 | M1a | 10 |
| Sb09 | 1 | 2009 | M1a | 10 |
| NL14_13 5 | 1 | 2010 | M1a | 10 |
| NL14_19 1 | 5 | 2006 - 2010 | M1a | 10 |
| NL14_26 1 | 4 van de 5 | 2006 - 2009 | M8 | 12 |
| NL14_28 1 | 9 | 2006 - 2012 | M8 | 12 |
| Ab47 | 11 | 2003 - 2012 | M1a | 13 |
| Ab56 | 1 | 2008 | M1a | 15 |
| NL14_13 1 | 6 | 2006 - 2010 | M1a | 18 |
| NL14_4 3 | 8 | 2006 - 2012 | M1a | 20 |
| NL14_13 2 | 6 | 2006 - 2010 | M1a | 30 |
| Sb24 | 1 | 2009 | M1a | 50 (vijver) |



Monsters uit kleine kanalen (M3) die door Twinspan bij de sloten worden ingedeeld

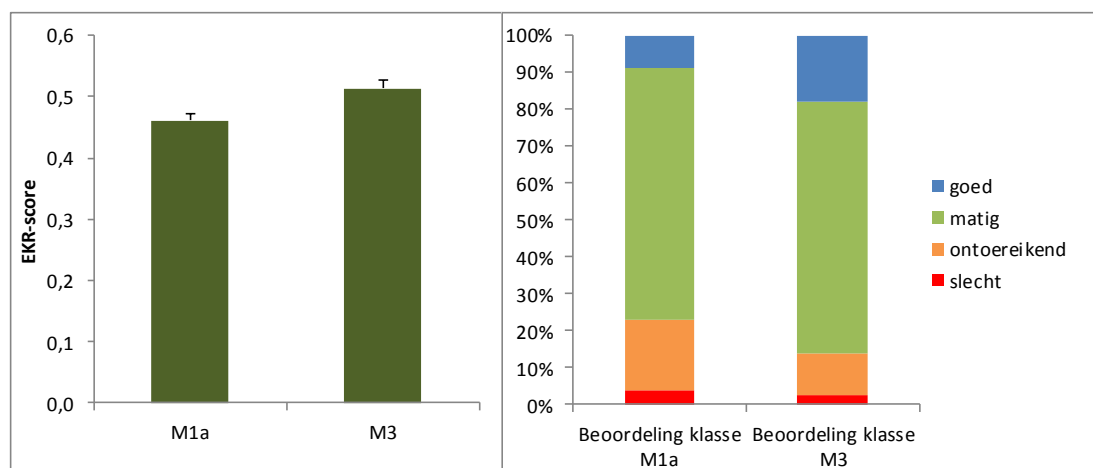
| Lokatie | Aantal monsters | Jaar | KRW-watertype | Breedte (m) |
|-----------|-----------------|-------------|---------------|-------------|
| Sb11 | 1 | 2009 | M3 | 7 |
| NL14_12 3 | 1 | 2010 | M3 | 16 |
| NL14_5 1 | 5 | 2006 – 2010 | M3 | 15 |
| NL14_8 3 | 1 | 2010 | M3 | 20 |
| Sb04 | 1 | 2009 | M3 | 13 |
| Sb19 | 1 | 2009 | M3 | 30 |

Uit dit overzicht blijkt dat Twinspan relatief veel macrofaunamonsters uit sloten (KRW-watertypen M1a en M8) indeelt in het cluster van de kleine kanalen (M3 en M10). Vervolgens is voor deze lokaties de breedte van de watergang opgezocht. De grenswaarde is hierbij gelegd op 8m, conform de verschillen in de maatlat documenten voor M1a versus M3. In totaal blijken 78 macrofaunamonsters afkomstig te zijn uit een water met een breedte ≥ 8 m én door Twinspan ingedeeld te worden bij de kleine kanalen. Voor deze monsters zou daarom overwogen moeten worden of de toekenning van het watertype wellicht herzien moet worden.⁸ Andersom (monsters uit een klein kanaal die door Twinspan bij de sloten wordt ingedeeld) blijkt slechts in één geval te koppelen aan een breedte ≤ 8 m en dat betreft dan nog een grensgeval (7m).

Noot. Lokatie NL14_6 1 is ook opmerkelijk voor het watertype M1a, aangezien deze wetering op sommige plaatsen zeer breed is. Op het punt waar de monsternamen is uitgevoerd is een breedte van 50 meter opgenomen. De macrofauna van deze lokatie wijkt af van de meer typische sloten en het monster wordt door Twinspan apart gezet in de clustering. Deze lokatie is daarom verder niet meegenomen in de data-analyse van de sloten.

In figuur 3.9 is geïllustreerd dat kleine kanalen over het algemeen worden gekenmerkt door een lagere bedekking van waterplanten ten opzichte van sloten en dat ook de macrofaunagemeenschap verschilt. Een eventuele wijziging van het KRW-watertype voor de genoemde sloot-lokaties van M1a naar M3 heeft dan ook positieve gevolgen voor de EKR-score. Zoals in figuur 3.10 is geïllustreerd zou de EKR-score onder de M3-maatlat gemiddeld 0,05 eenheid hoger zijn en zou dit in 25% van de monsters leiden tot een oordeel die één klasse hoger ligt.

⁸ Dit betreft overigens slechts een oordeel per monsterpunt. De toekenning van een watertype zal zeker bij waterlichamen over alle lokaties gezamenlijk worden afgewogen. Aan de andere kant betekent zo'n afwijkend oordeel dan wellicht ook dat de lokatie onvoldoende representatief is.



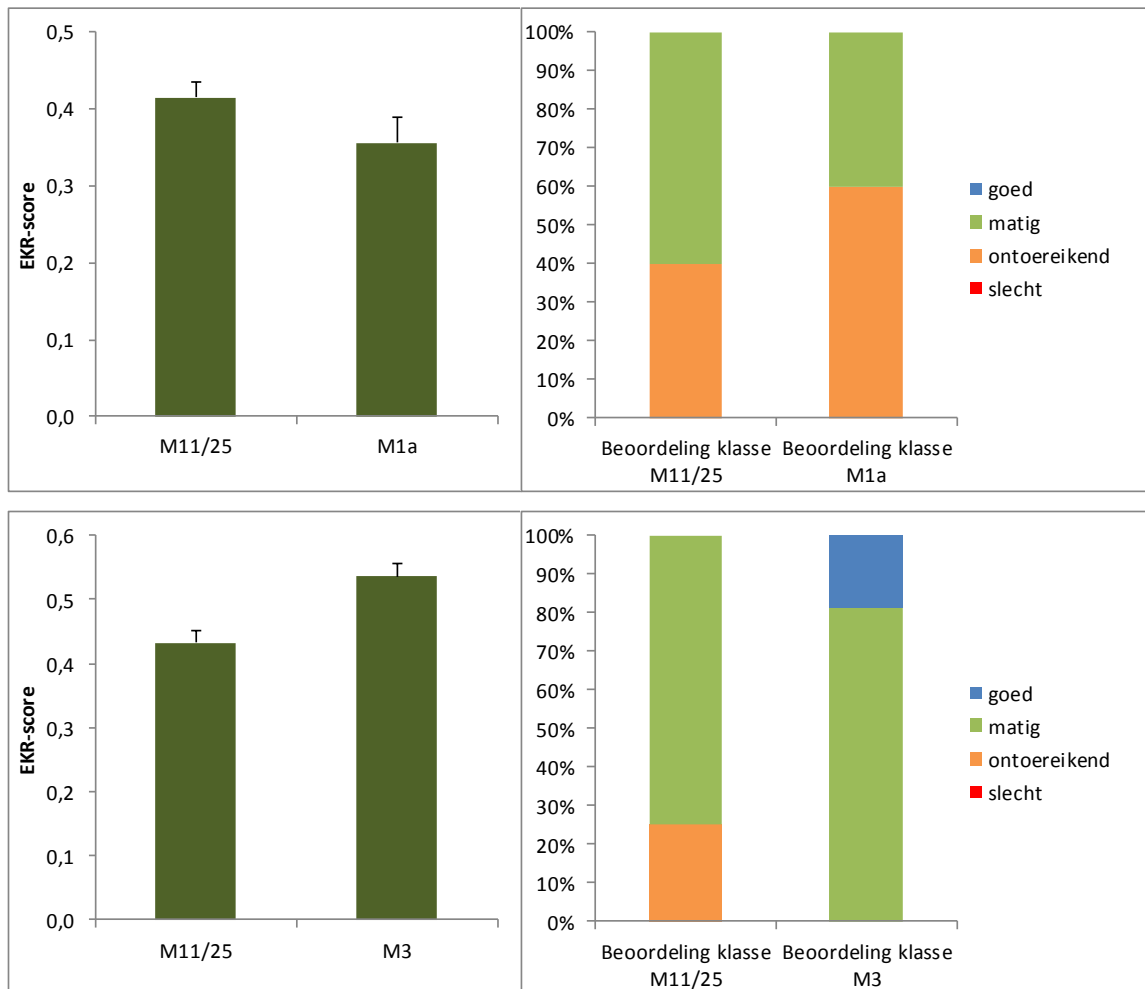
Figuur 3.10 EKR-scores van 78 monsters uit wateren ingedeeld onder het watertype M1a of M3 (sloten), die door Twinspan bij de kleine kanalen worden ingedeeld (M3) én een waterbreedte hebben ≥ 8 m. De EKR-score van deze monsters is berekend door gebruik te maken van de maatlat voor M1a én voor de maatlat voor M3. Links is de absolute EKR-score weergegeven (gemiddelde en standaard fout), rechts de procentuele verdeling over klassen.

Naast bovenstaande discussie over de overlap tussen brede sloten en smalle kanalen, valt in figuur 3.8b ook op dat de meeste plassen (uitgezonderd de vennen) een weinig kenmerkende positie innemen. Dit is opmerkelijk aangezien de macrofauna van veel plassen over het algemeen afwijkt van lijnvormige wateren als sloten, weteringen en kanalen (zoals bijvoorbeeld voor de vennen wel duidelijk blijkt uit figuur 3.8). Ook bij de plassen lijkt er echter sprake te zijn van een verwarrende classificatie en dan vooral (maar niet uitsluitend) voor lokaties gelegen in de Lopikerwaard (de Eb-monsters). Deze zijn ingedeeld in M11 of M25 (resp. kleine ondiepe, gebufferde plassen en ondiepe laagveen plassen), terwijl door Grontmij|AquaSense de lokaties veelal als "wetering" worden omschreven. Ook de foto's in de rapporten duiden op lijnvormige elementen. De betreffende lokaties in de Lopikerwaard zijn hieronder als voorbeeld gespecificeerd. Ook in andere gebieden zijn echter nog enkele vergelijkbare situaties te vinden (bijv. ab41 die als fortgracht/wetering wordt benoemd of sb23 die een singel heet te zijn). Daarom wordt aangeraden om de KRW-typering van alle lokaties uit deze drie watertypen te controleren.

Monsters uit plassen (M11 en M25) die door Twinspan bij de sloten/kanalen worden ingedeeld

| Lokatie | Aantal monsters | Jaar | KRW-type | Breedte (m) | KRW-type getoetst |
|---------|-----------------|-----------------|----------|-------------|-------------------|
| Eb02 | 4 | 2004–2006, 2012 | M11 | 4 | M1a |
| Eb16 | 2 | 2006, 2012 | M25 | 6 | M1a |
| Eb20 | 2 | 2006, 2012 | M25 | 6 | M1a |
| Eb22 | 2 | 2006, 2012 | M25 | 7 | M1a |
| Eb01 | 2 | 2006, 2012 | M11 | 9 | M3 |
| Eb05 | 2 | 2006, 2012 | M11 | 12 | M3 |
| Eb10 | 2 | 2006, 2012 | M11 | 8 | M3 |
| Eb13 | 4 | 2004–2006, 2012 | M11 | 8 | M3 |
| Eb15 | 2 | 2006, 2012 | M11 | 10 | M3 |
| Eb19 | 4 | 2004–2006, 2012 | M25 | 8 | M3 |

Afhankelijk van de breedte van de lokatie zou zo'n eventuele wijziging waarschijnlijk vooral M1a of M3 betreffen. Om inzicht te geven in de gevolgen van zo'n eventuele wijziging zijn de EKR-scores voor beide gevallen uitgerekend. De resultaten zijn opgenomen in figuur 3.11 en laten zien dat de wijziging van plas naar sloot (M11/25 naar M1a) gemiddeld genomen leidt tot een daling in de EKR-score met 0,05, terwijl voor de bredere wateren geldt dat een wijziging van M11/25 naar M3 leidt tot een gemiddelde stijging van de EKR-score van 0,11. In dit laatste geval gaat bijna de helft van de monsters (7 van de 16) één klasse omhoog.



Figuur 3.11 EKR-scores en beoordelingen van 26 monsters uit wateren ingedeeld onder de watertypen M11 of M25 (plassen), die door Twinspan bij de kleine kanalen (M3) of de sloten (M1a) worden ingedeeld én een bijpassende waterbreedte hebben (resp $\geq 8\text{m}$ of $\leq 8\text{m}$). Links is de absolute EKR-score weergegeven (gemiddelde en standaard fout), rechts de procentuele verdeling over klassen. De bovenste twee figuren betreffen plassen die door Twinspan en op basis van hun breedte het best lijken te passen bij M1a. De onderste twee figuren betreffen lokaties die meer op M3 lijken.

In het oorspronkelijke databestand zitten 57 macrofaunamonsters afkomstig van 33 lokaties met als KRW-watertype M11, M20 of M25. Als deze lijst met "plassen" wordt aangepast op basis van bovenstaande discussie dat lijnvormige wateren wellicht beter passen onder M1a of M3, dan resteren er 29 monsters van 21 lokaties. Twee van deze monsters betreffen M25; de andere 27 M11. Dit is een vrij kleine dataset waardoor de statistische mogelijkheden in het zoeken van stuurfactoren wordt beperkt.

Conclusies:

* Niet onverwacht, vormt het KRW-watertype ook binnen de kleine wateren een logische manier om de verschillende macrofaunagemeenschappen te kenmerken. Onderzoek naar stuurfactoren kan daarom het beste voor ieder watertype afzonderlijk worden uitgevoerd. Van enkele watertypen, zoals de vennen (M12) en de matig grote diepe gebufferde meren (M20) zijn te weinig waarnemingen voor een zinvolle analyse. De data-analyse heeft zich daarom gericht op de sloten (met name M1a, maar ook enkele M8), de kleine kanalen (met name M3 maar tevens enkele M10) en de plassen (met name M11 maar ook enkele M25).

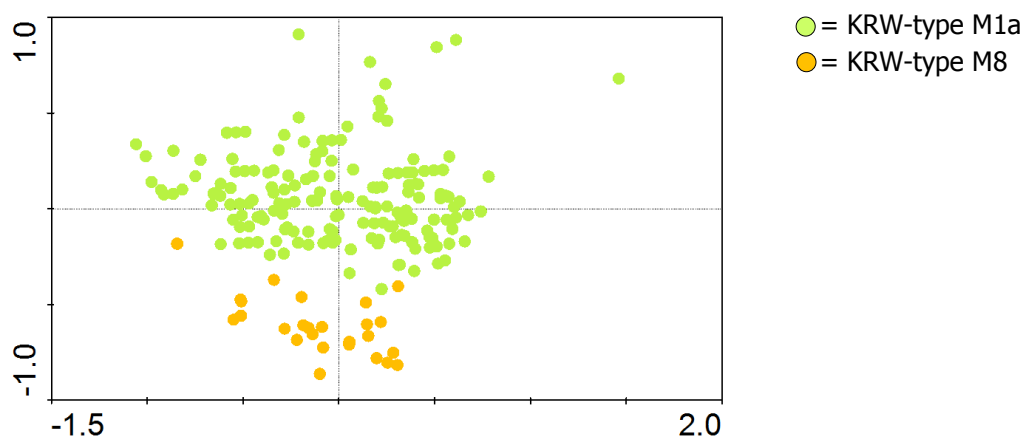
* De overgang van een brede sloot naar een smal, klein kanaal is een glijdende schaal. In de praktijk blijkt de Twinspan-analyse dan ook meerdere macrofaunamonsters in een ander watertype in te delen dan degene die door het Hoogheemraadschap is toegekend. Dit betreft vooral veel sloten die qua macrofauna eerder op een klein kanaal lijken, maar ook anders om zijn er enkele voorbeelden. Voor een redelijk aantal lokaties lijkt de waterbreedte, voor zover die uit de huidige dataset naar voren komt⁹, de indeling door Twinspan te ondersteunen. Eenzelfde discussie lijkt te spelen voor enkele lokaties ingedeeld in de plassen van het type M11 of M25, die qua omschrijving en foto-materiaal eerder onder een lijnvormig element als een sloot (M1a) of klein kanaal M3 lijken te passen. Aan het Hoogheemraadschap wordt daarom aanbevolen om de indeling van deze lokaties te heroverwegen.

* Dit heeft gevolgen voor de EKR-score. Bij een sloot van type M1a die bij nader inzien toch beter onder de kleine kanalen M3 geschaard kan worden zal de EKR-score gemiddeld 0,05 toenemen, waardoor in 25% van de monsters het eindoordeel één klasse hoger uitkomt. Een M11/M25 lokatie die wordt heringedeeld onder sloten van het type M1a zal zijn EKR-score met 0,05 zien afnemen. Herindeling onder het type M3 (natuurlijk afhankelijk van de breedte) leidt daarentegen tot een stijging met gemiddeld 0,11. In dit laatste geval gaat bijna de helft van de monsters (7 van de 16) één klasse omhoog.

⁹ In de materiaal en methoden is aangegeven dat de informatie over de breedte en diepte van een lokatie soms opvallende variaties laat zien.

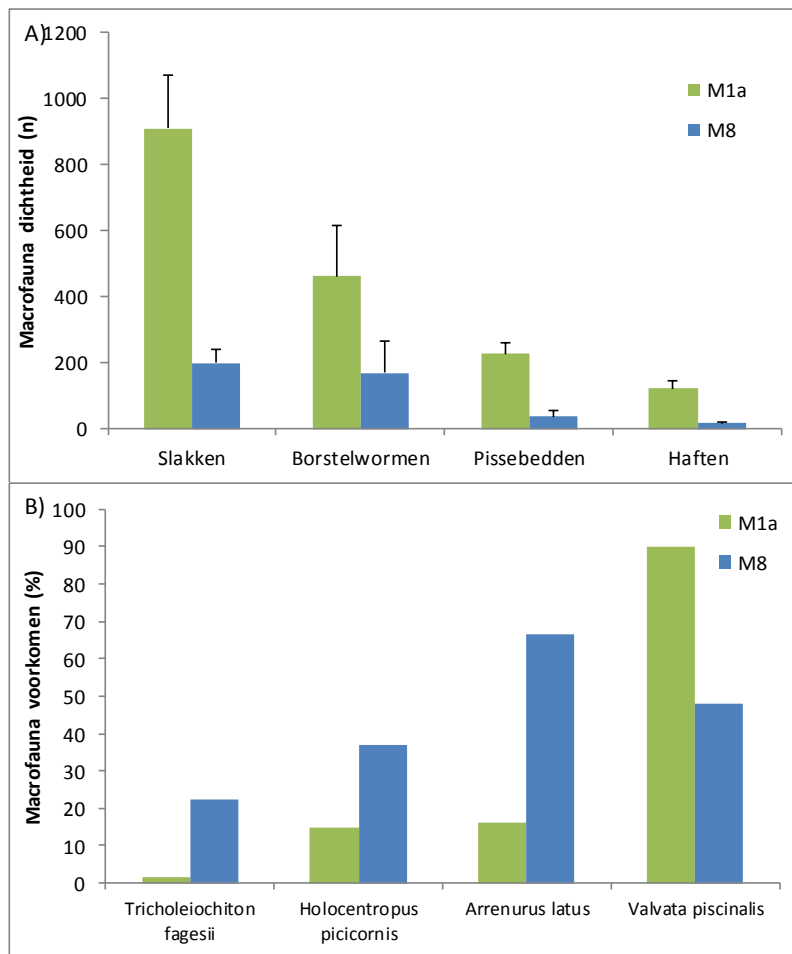
3.5 Sloten (M1a, M8)

In het databestand zitten 274 macrofaunamonsters uit sloten over de periode 1995-2012. Dit zijn 239 monsters van het watertype M1a en 36 monsters uit sloten behorend tot het KRW-watertype M8. In §3.4 is aangetoond dat de overgang van brede sloten naar smalle weteringen soms minder eenduidig lijkt te zijn. Vóór de data-analyse van de sloten zijn daarom alle 76 monsters afkomstig van de 18 lokaties, die beter lijken te passen op het watertype M3, uit het bestand verwijderd. Een eerste analyse heeft zich vervolgens gericht op het verschil tussen de watertypen M1a (171 monsters) en M8 (27 monsters). Hierbij zijn de macrofauna-monsters in Canoco geclusterd en vervolgens gelabeld met het watertype (figuur 3.12). De Canoco analyse laat duidelijk zien dat macrofaunagemeenschap in gebufferde laagveensloten (M8) verschilt met die van het watertype M1a (gebufferde sloten op een minerale bodem). Wederom niet onverwacht, aangezien dat ten slotte een belangrijke reden is om verschillende watertypen te onderscheiden. Tegelijkertijd laat de clustering zien dat de overlap tussen M1a en M8 erg beperkt is. Grensgevallen, zoals hierboven werden beschreven voor de overgang van brede sloten naar smalle weteringen, spelen hier dus geen rol. In figuur 3.13 in vervolgens geïllustreerd waar deze verschillende macrofaunagemeenschappen van M1a en M8 zich in laten herkennen.



Figuur 3.12 Ordening van macrofauna-monsters uit sloten door Canoco, waarbij de individuele monsters zijn gekleurd op basis van het KRW-watertype (M1a of M8).

De verschillen in de macrofauna tussen de watertypen M1a en M8 zijn allereerst terug te vinden in de dichtheden. Voor veel macrofauna-groepen is de dichtheid in sloten van het type M1a duidelijk hoger (figuur 3.13a). Daarnaast zijn er ook verschillen in individuele soorten. De kokerjuffer *Tricholeiochiton fagesi* is bijvoorbeeld een soort die specifiek in laagveensloten voorkomt, zoals ook in figuur 3.13b wordt geïllustreerd. Aangezien de dichtheden laag zijn is de aanwezigheid van deze soort uitgedrukt als het percentage van de monsters waarin de soort is aangetroffen. Deze is voor het watertype M8 duidelijk hoger dan voor M1a. Dit geldt ook voor de kokerjuffer *Holocentropus picicornis*, een soort die kenmerkend is voor dit natuurdoeltype. Ook andere soorten tonen een opvallend verschil in de mate van voorkomen, zoals de watermijt *Arrenurus latus* (relatief vaker in M8) of juist de slak *Valvata piscinalis*, die juist vaker in M1a wordt aangetroffen. Deze laatste twee soorten zijn niet specifiek als kenmerkende soorten benoemd, maar laten een opvallend verschil zien waar clusterprogramma's als Twinspan en Canoco op reageren.

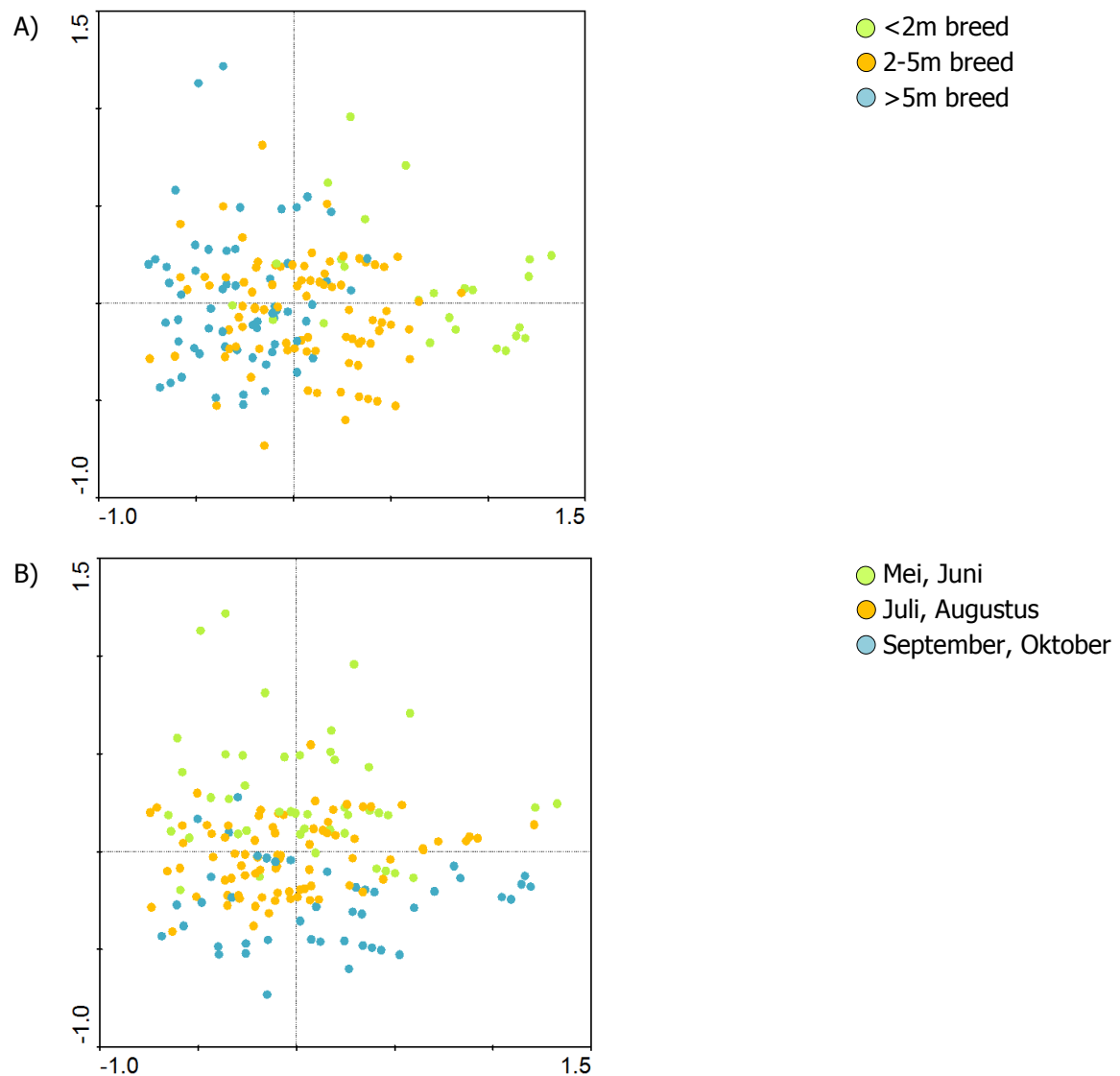


Figuur 3.13 Dichtheden van enkele kenmerkende macrofauna groepen in sloten van het type M1a en M8 (fig. 3.13a). Weergegeven zijn de gemiddelden en standaardfouten. In fig 3.13b is het voorkomen van enkele individuele soorten geïllustreerd middels het percentage van de monsters waarin de soort werd aangetroffen.

De resterende 170 macrofaunamonsters uit sloten van het type M1a zijn vervolgens wederom met Twinspan en Canoco geanalyseerd. Figuur 3.14 illustreert dat de horizontale as in de Canoco-analyse samenhangt met de breedte van de sloot, terwijl de verticale as een verband met de maanden aanduidt.

Een verschil in de breedte van de sloot leidt tot verschillen in zowel de macrofyten als de macrofauna. Smallere sloten kenmerken zich door een hogere bedekking van drijvende en emerse waterplanten, terwijl de bedekking van submerse (als mede kroos, niet geïllustreerd) waterplanten vergelijkbaar is (figuur 3.15). Verder is het aantal soorten waterkevers hoger in deze smalle sloten, terwijl de meeste andere groepen zoals dansmuggen, watermijten, kokerjuffers en haften juist een hogere soortenrijkdom hebben in de bredere sloten.

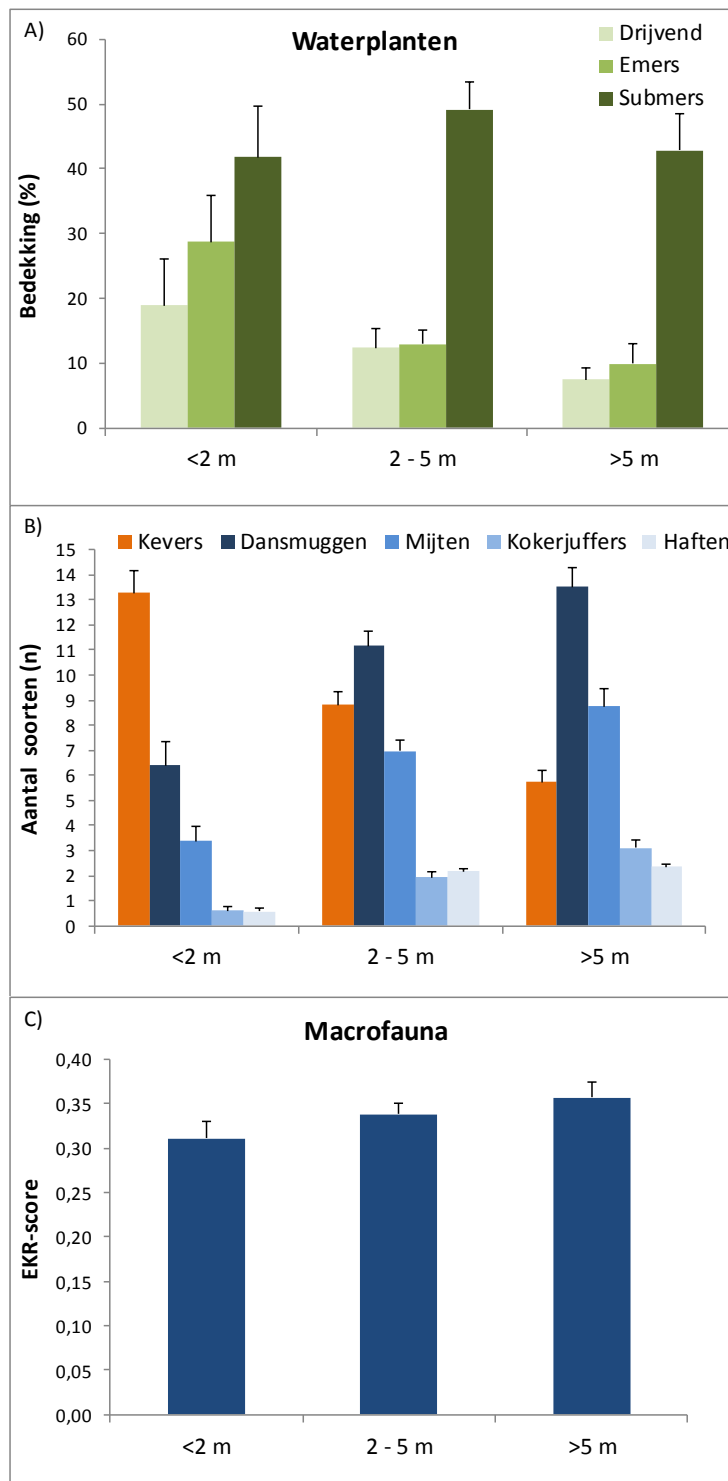
Dit laatste kan komen doordat de bredere sloten meestal een hogere diversiteit aan habitats hebben, waarbij kale bodem, submerse vegetatie en drijvende vegetatie elkaar meer afwisselen. Smalle sloten (zeker bij de huidige relatief hoge fosfaat-concentraties) hebben daarentegen het risico dat deze "volgroeien" en een vrij uniform karakter krijgen.



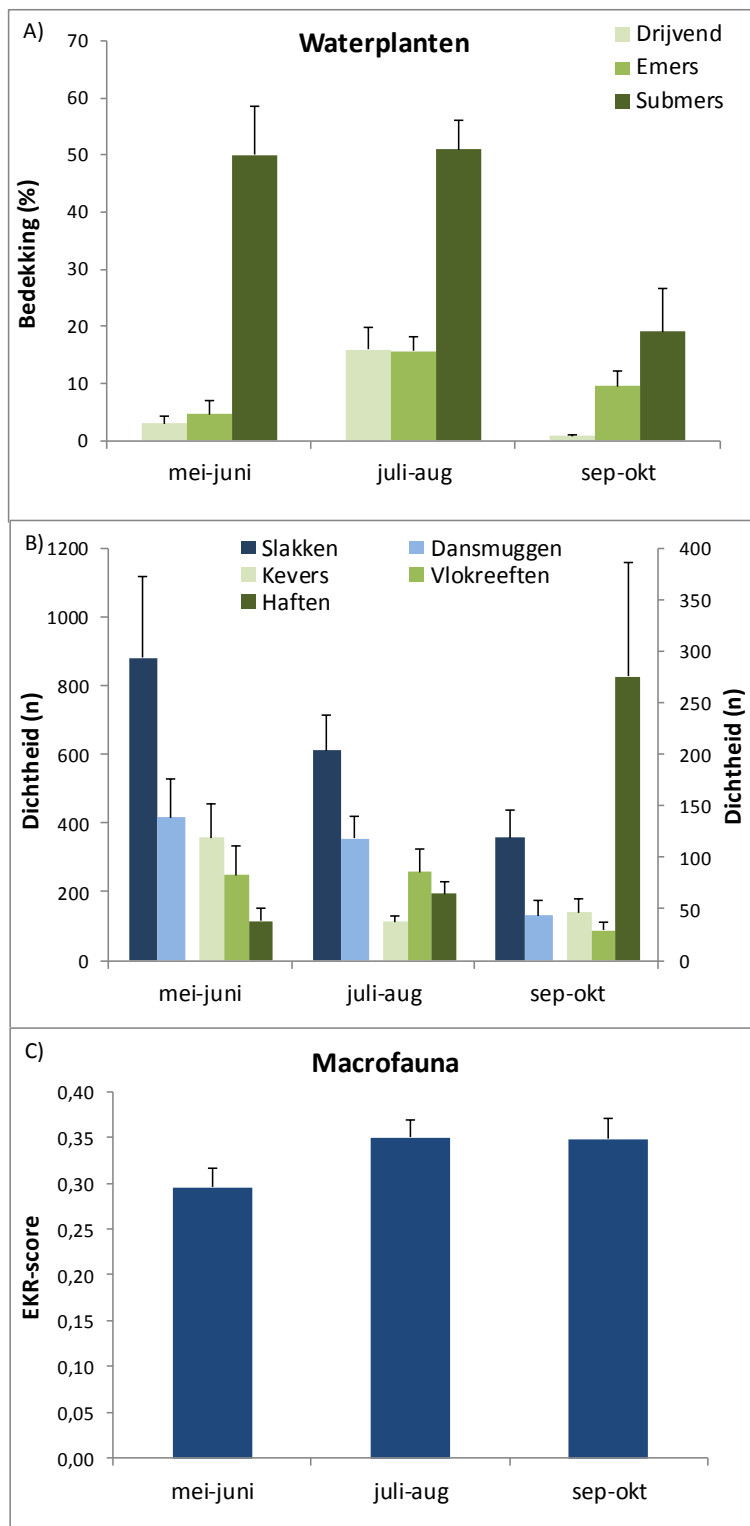
Figuur 3.14 Canoco-analyse van 170 macrofaunamonsters uit sloten van het type M1a (op soortsniveau).
 In A) zijn de monsters ingedeeld op basis van de breedte
 In B) zijn de monsters ingedeeld op basis van de maand van monsternamen\

De hogere diversiteit van waterkevers in de smalle sloten zou kunnen komen doordat in deze sloten de invloed van de oever meer merkbaar zal zijn, waardoor tevens de kans op het vangen van de meer oever-gebonden soorten wordt vergroot. Uit de gegevens blijkt inderdaad dat er in de smalle sloten iets meer waterkevers uit de familie *Hydrophilidae* zijn aangetroffen. Het verschil is echter gemiddeld maar 1-2 soorten en dus niet in staat om het verschil zoals geïllustreerd in figuur 3.15 volledig te verklaren. Er bestaan echter ook verschillen in de waterkwaliteit. Van de smalle naar brede sloten daalt het zwevende stof bijvoorbeeld van gemiddeld 30, naar 14 en 11 mg/l, terwijl het doorzicht stijgt van 0,2 naar 0,4 en 0,7m. In andere waterkwaliteitsparameters, zoals de nutriënten, zijn weinig consistente verschillen te zien. Dergelijke verschillen in doorzicht kunnen op zich leiden tot een hogere diversiteit in de macrofauna. Tegelijkertijd moet men bij deze verschillen ook telkens in het achterhoofd houden dat niet alle waterkwaliteitsparameters op alle lokaties zijn gemeten en dat een groot aantal waarnemingen van een relatief beperkt aantal lokaties afkomstig is. Hoe logisch dergelijke verbanden ook lijken, het zijn eerder correlaties dan causale verbanden.

Ten slotte is gekeken naar de gevolgen die dit kan hebben voor de EKR-score (figuur 3.15c). De gemiddeld iets hogere diversiteit in de bredere sloten leidt hierbij tot een lichte stijging in de EKR, van gemiddeld 0,31 in sloten <2m tot 0,36 in sloten >5m breed.



Figuur 3.15 Het effect van de breedte van een sloot (KRW-type M1a) op zowel de bedekkingspercentages van waterplanten (A), de soortenrijkdom van enkele macrofauna groepen (B) en de resulterende EKR-score (C). Weergegeven zijn de gemiddelde waarden en de standaardfout.



Figuur 3.16 Seizoenseffecten voor sloten met een gemiddelde breedte (2-5m) op zowel de bedekkingspercentages van waterplanten (A), de dichtheden van enkele macrofauna groepen (B) en de resulterende EKR-score (C). Weergegeven zijn de gemiddelde waarden en de standaardfout. In figuur B horen de blauwe balken bij de linker y-as en de groene bij de rechter y-as.

Vervolgens is op een vergelijkbare manier gekeken naar het verschil tussen de maanden zoals dat in figuur 3.14 naar voren kwam. Dit is alleen gedaan voor de sloten met een gemiddelde breedte (2-5m). De bedekking door waterplanten (figuur 3.16) vertoont een min of meer logisch verschil over de maanden met hogere bedekkingsgraden van de drijvende en emerse vegetatie in de zomermaanden t.o.v. het voorjaar, terwijl de drijfblad-vegetatie in het najaar (sept-okt) begint af te sterven. Ook de bedekking door submerse vegetatie is in het najaar significant lager.

Ook de macrofauna verschilt gedurende het seizoen. Deze verschillen betreffen vooral de dichtheden van de organismen en veel minder het aantal soorten. Voor de meest kenmerkende groepen zijn de dichtheden in de verschillende maanden geïllustreerd in figuur 3.16b (blauwe groepen staan op de linker y-as; groene groepen op de rechter y-as). Over het algemeen nemen de dichtheden af. Dit geldt voor bijvoorbeeld slakken, dansmuggen, kevers en vlokreeften. De dichtheid van de haften vertoont een tegenover gesteld beeld met significant hogere dichtheden in het najaar. De resulterende EKR-score is in mei-juni gemiddeld 0,05 eenheid lager, maar ook hiervoor geldt wederom dat deze verschillen als indicatief gezien moeten worden door het geringe aantal lokaties met soms veel waarnemingen van één lokatie.

Tenslotte is gekeken naar eventuele verschillen in de macrofauna gekoppeld aan het landgebruik. Hierbij is gelet op eventuele verschillen tussen grasland, akkers, fruitteelt, natuur en bebouwde omgeving. Deze analyse is echter nauwelijks uit te voeren omdat het aantal waarnemingen te beperkt is. De meeste sloten in het beheergebied van Hoogheemraadschap de Stichtse Rijnlanden liggen in een omgeving met vooral grasland. Hierbinnen zijn wel percelen met akkerbouw en/of fruitteelt aanwezig (beiden zijn interessant vanuit het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen), maar het aantal macrofaunamonsters langs dergelijke percelen is beperkt. Daarnaast is het oppervlak van dergelijke percelen vaak beperkt. Een goed voorbeeld is lokatie A33. Deze lokatie wordt al vanaf 1978 periodiek onderzocht en is (zie Google earth illustratie hieronder) inderdaad langs een perceel fruitteelt gelegen. De breedte van dit perceel is echter slechts 75m. Hierdoor wordt de eventuele invloed van dit fruitteeltperceel beperkt.



Ligging van de lokatie A33 langs een fruitteeltperceel ten noordoosten van Wijk van Duurstede

Een statistische analyse van de huidige dataset wordt daardoor bemoeilijkt. Tegelijkertijd zijn er twee lokaties gelegen langs fruitteelt, die al vanaf 1978 periodiek zijn bemonsterd, namelijk de al eerder genoemde

| | |
|-----------|----------------------|
| A33 | 1978, 2005 – 2010 en |
| NL14_4 03 | 1979, 2006 - 2012 |

Uit eerder onderzoek in het beheergebied van waterschap Hollandse Delta (Ecofide, 2011a) blijkt verder dat met name kokerjuffers en vlokreeften gevoelig zijn voor de effecten van bestrijdingsmiddelen. Beide soortsgroepen zijn in 1978-1979 op beide lokaties nauwelijks aangetroffen. Zowel A33 als NL14_4 03 is in deze periode twee keer bemonsterd (voor- en najaar), waarbij er gemiddeld 2 kokerjuffers en in zijn geheel geen vlokreeften werden aangetroffen. In de periode 2005-2012 is A33 zes keer en NL14_4 03 acht keer bemonsterd. In A33 zijn hierbij gemiddeld 6 kokerjuffers en 19 vlokreeften aangetroffen, terwijl er op NL14_4 03 64 kokerjuffers en 26 vlokreeften aangetroffen. Dergelijke veranderingen kunnen natuurlijk door allerlei factoren zijn veroorzaakt. De dataset met verklarende parameters geeft hierover geen uitsluitsel. Voor zover er gegevens over de waterkwaliteit (zoals nutriënten) beschikbaar zijn, lijken deze in ieder geval niet op een aanzienlijke verbetering te duiden. Verder werden er op beide lokaties in 1978/1979 vergelijkbare bedekkingspercentages van drijfblad en submerse vegetatie vastgesteld t.o.v. de meer recente monitoring. Dit maakt de kans dat een afname van bestrijdingsmiddelen wellicht een rol heeft gespeeld in deze verbetering groter. Meer dan een indicatie is dit echter niet.

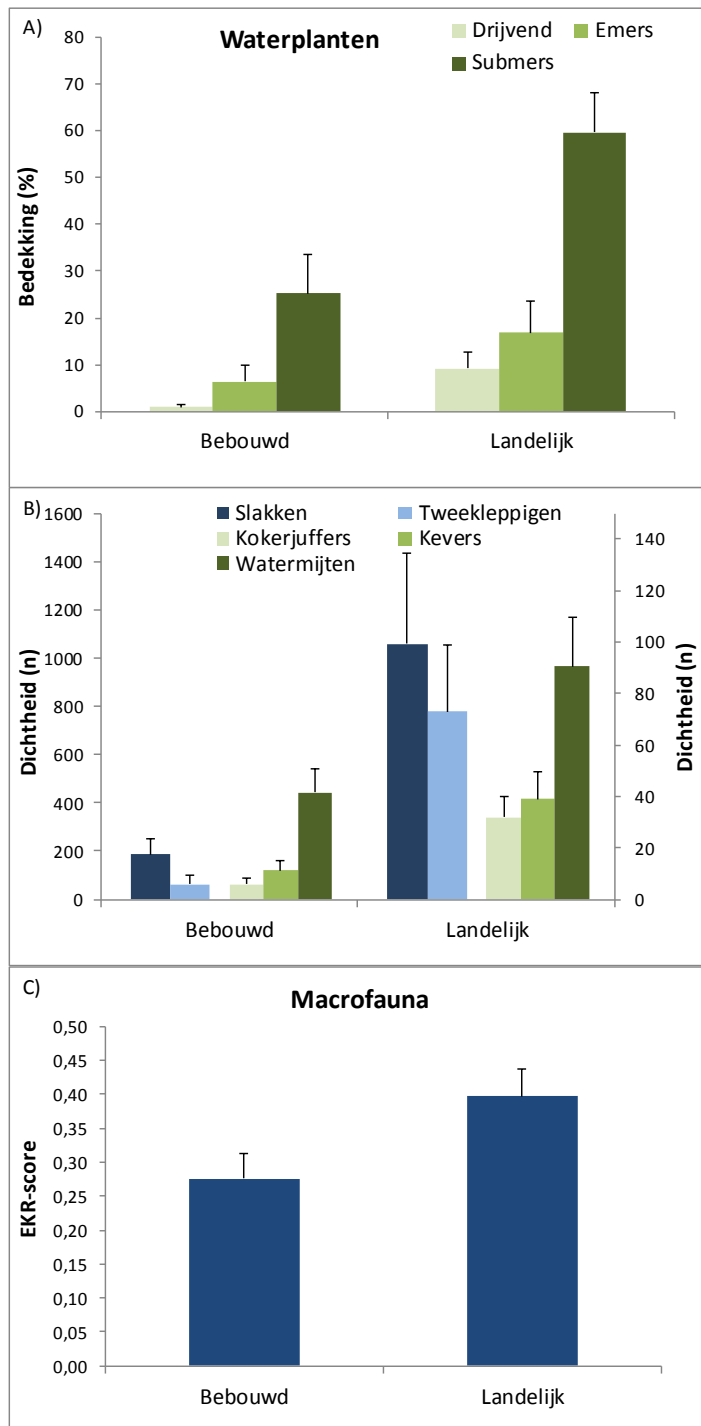
Om meer zicht te krijgen op eventuele effecten van bestrijdingsmiddelen is ook gekeken naar de zogenaamde SPEAR-index (zie intermezzo). Deze index vertoonde wel variatie tussen de monsters, maar deze was niet eenduidig aan mogelijk bestrijdingsmiddelengebruik te koppelen. Het lijkt erop dat de index ook varieert tussen watertypen en dus vooral is gevalideerd voor meer kleinschalige lozingssituaties. Overigens is het gebruik van de Spear-index nog volop in ontwikkeling, waardoor eenvoudige toepassing in de toekomst wellicht mogelijk wordt. De belangrijkste conclusie uit deze werkzaamheden is dat er in het huidige monitoringsmeetnet geen eenduidige effecten van bestrijdingsmiddelen zijn te constateren. Dit komt enerzijds doordat het meetnet niet specifiek is opgezet om zo'n eventueel effect aan te tonen (de lokatiekeuze zou dan anders zijn). Aan de andere kant betekent de aanwezigheid van veelal kleinschalige percelen met fruitteelt of akkerbouw in een graslandgebied waarschijnlijk ook dat eventuele effecten worden verdund. De afwezigheid van aantoonbare effecten op het niveau van het beheergebied als geheel betekent overigens niet dat op kleinere schaal, in bijv. perceelstoten weldegelijk nadelige effecten kunnen optreden. Een recent uitgevoerde meta-analyse laat bijvoorbeeld zien dat er een significant negatieve correlatie bestaat tussen de imidacloprid concentraties in het oppervlaktewater en de macrofauna dichtheden in zijn algemeen alsmede verschillende soortsgroepen in het bijzonder (Van Dijk et al., 2013).

Intermezzo Spear-index

In het Spear-concept wordt een combinatie gemaakt tussen de kennis over de gevoeligheid van soorten voor gewasbeschermingsmiddelen (aan vergelijkbare indices voor andere organische contaminanten wordt gewerkt) en meer algemene soort-specifieke informatie. In deze laatste categorie vallen zaken als generatietijd, de aanwezigheid van gevoelige stadia in het groeiseizoen en migratie mogelijkheden, die gezamenlijk een idee geven van de capaciteit van soorten om na een incident terug te kunnen komen. De combinatie leidt tot een binair systeem met soorten die "at risk" of "not at risk" zijn. De hiermee te berekenen Spear-index heeft in eerdere studies tot goede resultaten geleid voor insecticide- en fungicide-belasting (Liess and von der Ohe, 2005; Schäfer et al., 2007).



De enige andere te onderscheiden groep sloten, zijn de relatief brede sloten (>5m) in bebouwd gebied. Dit zijn 12 monsters van 7 lokaties, variërend van een singel in Wijk bij Duurstede, een wegsloot in Woerden en een wetering in Schalkwijk. Deze kunnen vervolgens vergeleken worden met 16 macrofaunamonsters (13 lokaties) uit dezelfde breedte categorie maar gelegen in het landelijk gebied (vooral gras).



Figuur 3.17 Verschil in de gemeenschappen van brede sloten (>5m; type M1a) tussen bebouwd en landelijk gebied op zowel de bedekkingspercentages van waterplanten (A), de dichtheden van enkele macrofauna groepen (B) en de resulterende EKR-score (C). Weergegeven zijn de gemiddelde waarden en de standaardfout. In figuur B horen de blauwe balken bij de linker y-as en de groene bij de rechter y-as.

Zoals in figuur 3.17 is geïllustreerd worden de landelijk gelegen sloten gekenmerkt door hogere bedekkingsgraden van zowel drijfblad, submers als emerse vegetatie. Daarnaast zijn de dichtheden van de meeste macrofaunagroepen in deze landelijke sloten hoger, zoals in figuur 3.17b geïllustreerd aan de hand van de slakken, schelpen, kokerjuffers, kevers en watermijten. Ook het totaal aantal soorten is met gemiddeld 83 duidelijk hoger dan in de sloten in het bebouwd gebied (gem. 67 soorten). Dit leidt tot een significant verschil in de EKR-waarde die in het landelijkgebied gemiddeld 0,12 eenheid hoger is (figuur 3.17c; 0,40 versus 0,28). Een belangrijk verschil tussen beide type sloten is de mate van oeverbeschoeiing. In het stedelijk gebied in 2/3 van de monsters afkomstig van lokaties met een beschoeide oever, terwijl in het landelijk gebied geen enkele oever beschoeid was. Dit verschil kan leiden tot een verschil in het diepteprofiel en daarmee tot de vestigingskansen van waterplanten. Als dit wordt bevestigd in de diepteprofielen van de lokaties, kan overwogen worden om de aanwezigheid van oeverbeschoeiing mee te wegen in de vaststelling van het GEP.

Conclusies:

- * De macrofaunagemeenschap in sloten van het type M1a verschilt duidelijk van het type M8. De dichtheden zijn over het algemeen hoger in het type M1a, terwijl M8 wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van meer kenmerkende soorten zoals de kokerjuffers *Tricholeiochiton fagesi* en *Holocentropus picicornis*. Van het type M8 zijn te weinig macrofaunamonsters beschikbaar voor een zinvolle data-analyse naar stuurfactoren.
- * Binnen de 170 monsters uit sloten van het type M1a blijkt de macrofaunagemeenschap primair gestuurd te worden door de breedte van de sloot. Sloten met een breedte <2m hebben bijvoorbeeld hogere bedekkingsgraden van drijfblad en emerse vegetatie ten opzichte van bredere sloten. Waar hogere bedekkingsgraden in veel andere watertypen tot een meer diverse macrofauna leidt, lijkt in deze sloten het tegenover gestelde te gebeuren, aangezien de soortenrijkdom van meerdere groepen, zoals watermijten, kokerjuffers en haften, juist hoger is in de iets bredere sloten (de waterkevers zijn hierop overigens een uitzondering). Dit zou kunnen duiden op een verlies aan habitat-diversiteit in smalle sloten, die bij de huidige relatief hoge fosfaat concentraties geregeld "volgroeien". Er bestaan echter ook verschillen in de waterkwaliteit. Van de smalle naar brede sloten daalt het zwevende stof bijvoorbeeld van gemiddeld 30, naar 14 en 11 mg/l, terwijl het doorzicht stijgt van 0,2 naar 0,4 en 0,7m. Het verschil in EKR-score is overigens beperkt tot 0,05 eenheid hoger in de brede sloten.
- * Naast de breedte treedt er ook een verschil op tussen de maanden met over het algemeen lagere dichtheden in sept-okt (haften zijn een uitzondering), waarschijnlijk deels als gevolg van het beginnende afsterven van de waterplanten vegetatie. Ook voor dit effect van de tijd geldt dat het gevolg voor de EKR-score is beperkt tot een 0,05 eenheid.
- * Eventuele verschillen als gevolg van het landgebruik (gras-akker-fruit) zijn niet in detail te onderzoeken omdat het merendeel van de lokaties langs grasland is gelegen én omdat de omvang van de percelen met akkerbouw en/of fruitteelt beperkt is. Voor twee lokaties langs fruitteelt zijn er echter ook waarnemingen bekend uit de periode 1978/1979. Deze laten een toename zien in de tijd van zowel kokerjuffers als vlokreeften; beide soortsgroepen die gevoelig zijn voor gewasbeschermingsmiddelen. Dit is mogelijk een gevolg van een afgenomen emissie van gewasbeschermingsmiddelen maar andere factoren kunnen niet worden uitgesloten. De afwezigheid van aantoonbare effecten op het niveau van het beheergebied als geheel betekent overigens niet dat op kleinere schaal, in bijv. perceel sloten weldegelijk nadelige effecten kunnen optreden.



* Voor brede sloten (>5m) kon wel een vergelijking gemaakt worden tussen sloten in stedelijk en landelijk gebied. In het landelijk gebied is de bedekking door waterplanten significant hoger en is ook het totaal aantal macrofauna soorten en hun dichtheden hoger dan in het stedelijk gebied. Dit verschil is gecorreleerd aan de aanwezigheid van oeverbeschoeiing (wel in stedelijk; niet in landelijk gebied), wat waarschijnlijk ook leidt tot een verschil in diepteprofielen. In dit laatste geval zou er sprake kunnen zijn van een meer causale relatie en zou overwogen kunnen worden om de aanwezigheid van oeverbeschoeiing in het vaststellen van het GEP mee te nemen (mits dit in het stedelijk gebied als niet te vermijden wordt gezien), aangezien het verschil in de EKR-score gemiddeld 0,12 eenheid is.

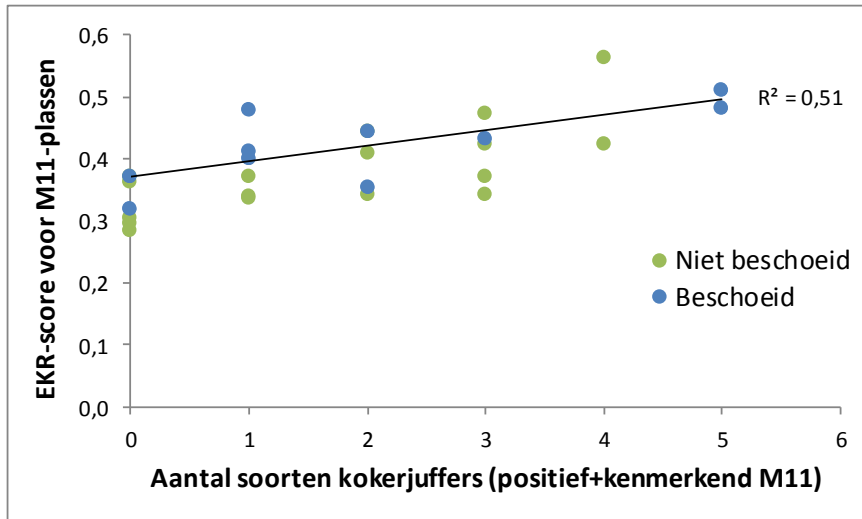
3.6 Plassen (M11)

In het oorspronkelijke databestand zaten 57 macrofaunamonsters afkomstig van 33 lokaties met als KRW-watertype M11, M20 of M25 resp. kleine ondiepe gebufferde plassen, matig grote diepe gebufferde meren en ondiepe laagveenplassen. Als deze lijst met "plassen" wordt aangepast op basis van de discussie (zie § 3.4) dat lijnvormige wateren wellicht beter passen onder M1a of M3, dan resteren er 31 monsters van 23 lokaties. Twee van deze monsters betreffen M25, nog eens twee M20 en de andere 27 M11. De analyse heeft zich daarom gericht op de 27 monsters van lokaties behorend tot het watertype M11. Dit is echter een vrij kleine dataset waardoor de statistische mogelijkheden beperkt zijn.

De uitgevoerde Twinspan analyse laat een duidelijke knip zien op basis van de aanwezigheid van oeverbeschoeiing. In de "groep-0" zitten 16 macrofauna-monsters en bij slechts één is aangegeven dat de oever beschoeid is. In de "groep-1" zitten de resterende 11 monsters, waarvan er slechts twee niet-beschoeid zijn. Dit leidt tot een verschil in zowel de macrofyten als de macrofauna. Zo is de bedekking door drijvende en submerse vegetatie in de plassen met een beschoeide oever gemiddeld 22% en in de niet-beschoeide plassen 30%. Overigens is dit niet de enige factor, die van belang is. Veel van deze plassen kennen een flinke houtopstand op en langs de oevers, waardoor er veel beschaduwing optreedt. De beschaduwing kon in deze data-analyse echter niet als aparte factor worden meegenomen, omdat deze informatie voor veel lokaties ontbrak.

Naast meer waterplanten worden de niet-beschoeide plassen ook gekenmerkt door een gemiddeld iets hogere diversiteit van de macrofauna (gemiddeld 74 soorten t.o.v. 60 in de beschoeide plassen). Dit verschil komt vooral door een hogere diversiteit bij de slakken, wantsen en waterkevers. Overigens leidt dit niet tot significante verschillen in de EKR-score: 0,38 versus 0,42 voor niet-beschoeide cq. beschoeide plassen.

Als op het niveau van soortgroepen gekeken wordt dan vertoont de EKR-score vooral een positieve relatie met het totaal aantal kokerjuffer soorten ($R^2=0,21$). Binnen deze groep soorten is daarom gekeken naar de soorten die positief of kenmerkend voor het watertype M11 zijn. Het aantal kenmerkende en positieve kokerjuffer-soorten vertoont natuurlijk een positieve relatie met de EKR-score ($R^2=0,51$; figuur 3.18), maar binnen deze relatie is er geen duidelijk onderscheid tussen beschoeide en niet-beschoeide oevers. De macrofaunagemeenschappen van beschoeide en niet-beschoeide plassen zijn dan wel anders, maar niet gecorreleerd aan een toe- of afname van positieve of kenmerkende soorten. De dataset is echter te beperkt om te achterhalen welke factoren deze invloed wel uitoefenen.



Figuur 3.18 Relatie tussen het aantal per monster aangetroffen kokerjuffer-soorten, die kenmerkend of positief voor M11 zijn en de EKR-score van het monster, waarbij de monsters zijn ingedeeld op de type oeverbeschoeiing.

Conclusies:

- * De dataset met macrofauna monsters uit plassen van het type M11 is qua omvang beperkt tot 27. Dit beperkt de mogelijkheden voor een statistische analyse
- * De Twinspan-clustering splitst de monsters op in twee groepen, waarbij er een correlatie is met de aanwezigheid van oever-beschoeiing. Een beschoeide oever correleert met een lagere bedekking van waterplanten en een minder diverse macrofauna, maar de EKR-score is vergelijkbaar. De aan- of afwezigheid van kenmerkende of dominant positieve soorten wordt kennelijk door andere factoren beïnvloed.

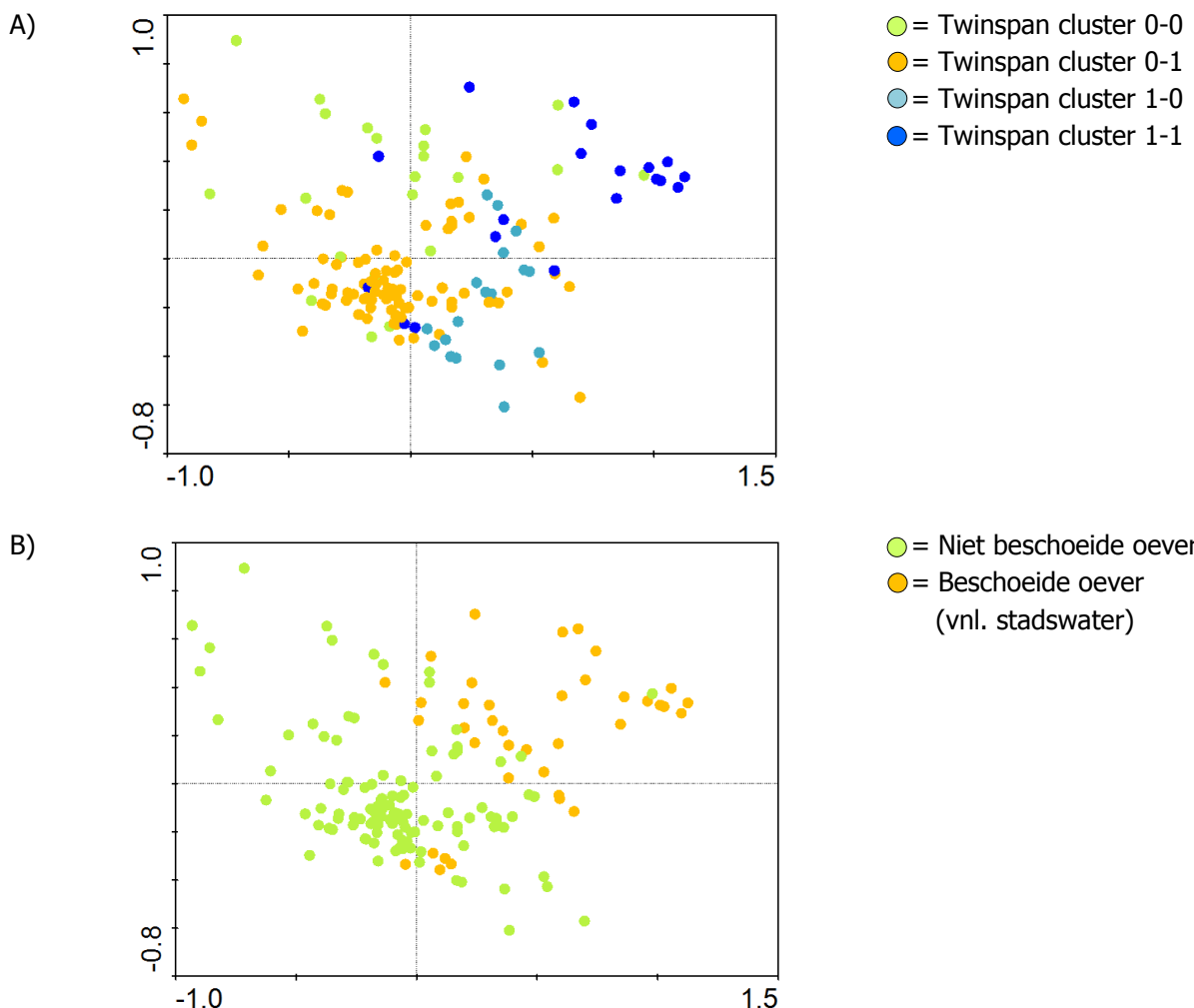
3.7 Kleine kanalen (M3, M10)

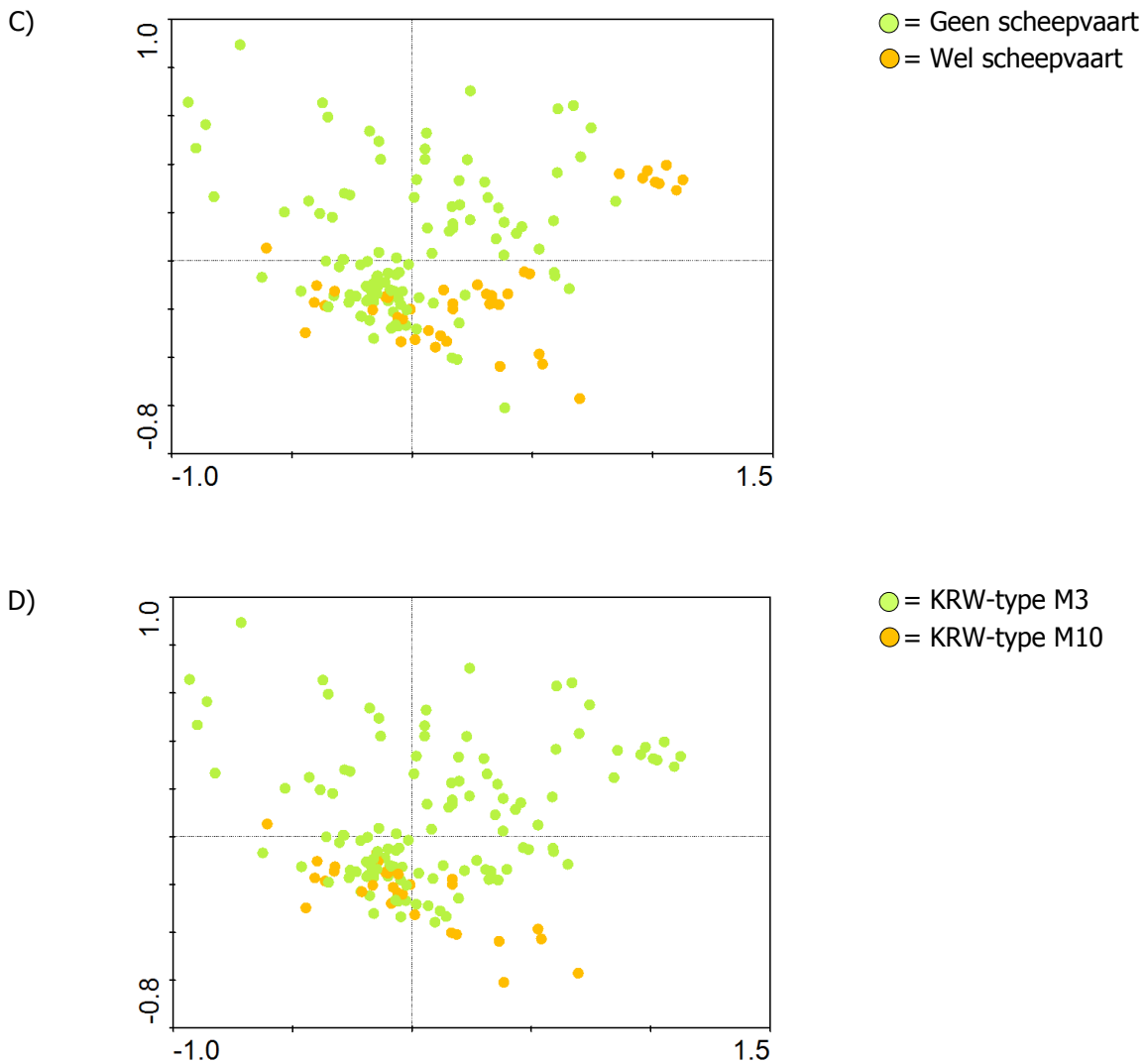
In de dataset zitten 120 macrofaunamonsters afkomstig van het watertype M3 en 31 monsters uit het watertype M10. Van slechts 28 van deze monsters zijn alle verklarende parameters ook daadwerkelijk van dezelfde lokatie en hetzelfde jaar afkomstig. Dit komt wederom doordat voor alle lokaties binnen het KRW-meetnet extrapoleerde waterkwaliteitsparameters gebruikt moesten worden. Hierdoor wordt de kracht van een Canoco-analyse beperkt en wordt slechts 6% van de aanwezige variantie verklaard. De indeling en analyse is daarom vooral op Twinspan gebaseerd. Voor de visualisering van deze uitkomsten zijn de Twinspan-groepen in figuur 3.19 toegevoegd aan de Canoco-plaatjes, zodat de vier onderscheiden clusters in twee dimensies kunnen worden weergegeven. Om recht te doen aan de beperkingen van de Canoco-analyse zijn de verklarende variabelen niet als vectoren/pijlen in de diagrammen opgenomen. Wel zijn in figuur 3.19.b-d de belangrijkste variabelen geïllustreerd.



Figuur 3.19.b illustreert hierbij de ligging van macrofaunamonsters afkomstig van lokaties met een beschoeide oever. Deze monsters zijn vooral in de rechtsbovenhoek te vinden. Naast de beschoeide oever hebben deze lokaties ook gemeen dat ze allen in de stad liggen. Een direct effect van de beschoeiing op de macrofauna is zeker niet onlogisch. Tegelijkertijd kan niet worden uitgesloten dat andere factoren, gecorreleerd aan een stadswater, ook een causaal verband met de macrofauna kunnen hebben.

Aanvullend hierop illustreert figuur 3.19.c de mogelijke invloed van de scheepvaart als stuurfactor. Lokaties met scheepvaart liggen hierbij telkens in de onderste helft van het diagram, m.u.v. een groepje monsters uit stadswater met scheepvaart. Figuur 3.19.d illustreert hierbij tevens een complicerende factor aangezien de monsters uit het watertype M10 deels overlappen met de monsters uit lokaties met scheepvaart. Ook op dit punt wordt de conclusie beperkt door de dataset omvang. De 31 monsters uit M10 zijn afkomstig van 9 lokaties, waarvan er 5 scheepvaart hebben en 4 niet. De dataset is daarmee te klein om te concluderen dat de macrofaunagemeenschap in lokaties van het watertype M10 significant afwijken van M3, omdat de invloed van andere factoren zoals de scheepvaart er door heen speelt.





Figuur 3.19 Canoco-analyse van 151 macrofaunamonsters (op soortsniveau) afkomstig uit kleine kanalen met als KRW-watertype M3 of M10.

In A) zijn de monsters ingedeeld op basis van de Twinspan-analyse

In B) zijn de monsters ingedeeld op basis van de oeverbeschoeiing

In C) zijn de monsters ingedeeld op basis van de aanwezigheid van scheepvaart

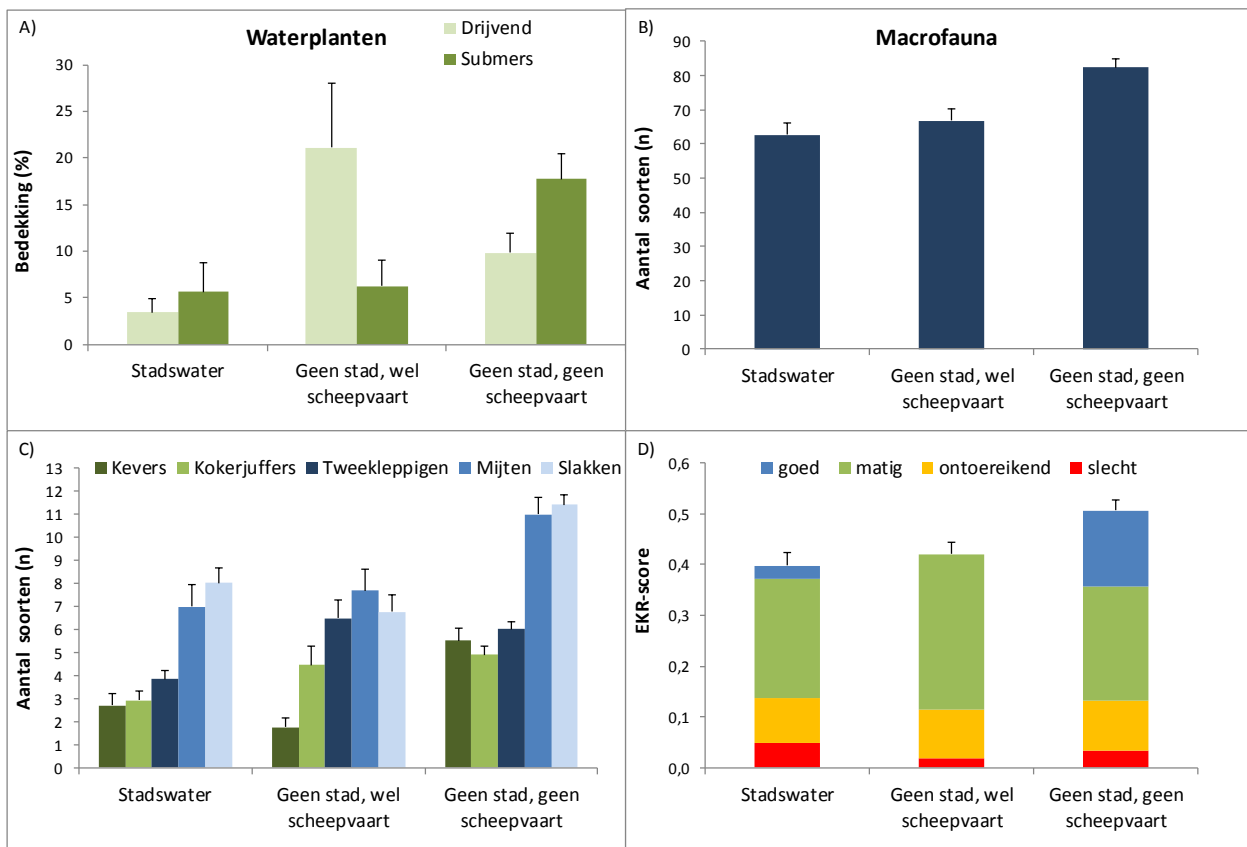
In D) zijn de monsters ingedeeld op basis van het KRW-watertype

Om de mogelijke invloed van de scheepvaart als stuurfactor in kleine kanalen te beoordelen, is de analyse beperkt tot alleen monsters behorend tot het watertype M3. Deze groep van 120 monsters is vervolgens opgesplitst in stadswateren (31 monsters), en geen stadswater met dan wel zonder scheepvaart (22 resp. 67 monsters).

Dat deze twee factoren, beschoeiing en scheepvaart, inderdaad kunnen leiden tot verschillende gemeenschappen is geïllustreerd in figuur 3.20. Figuur 3.20a illustreert hierbij dat stadswater wordt gekenmerkt door een opvallend lage bedekking door waterplanten. De M3-lokaties buiten de stad hebben duidelijk meer waterplanten. Wel is er een verschil tussen lokaties met en zonder scheepvaart. Zonder scheepvaart neemt het aandeel submerse macrofyten toe tot zo'n 20%, terwijl in kanalen met scheepvaart de submerse vegetatie afneemt maar de drijfblad vegetatie wel kansen heeft. Wederom moet echter een kanttekening geplaatst worden bij de

omvang van de dataset. De subgroep "geen stad, wel scheepvaart" bestaat weliswaar uit 22 monsters, maar deze zijn afkomstig van slechts 6 lokaties. Pseudoreplicatie kan daardoor een rol spelen. Het Hoogheemraadschap wordt daarom aangeraden de getoonde verbanden nader te analyseren aan de hand van de waterplanten monitoring die op meer lokaties wordt uitgevoerd. Zo'n studie kan ook meer gedetailleerd inzicht bieden in de vraag of ook de EKR-score voor de waterplanten een aantoonbaar negatief effect ondervindt van de scheepvaart.

Tegelijkertijd leiden deze verschillen ook tot verschillende macrofauna-gemeenschappen. Het totaal aantal soorten ligt in de subgroep "geen stad, geen scheepvaart" bijvoorbeeld 20 hoger (82 om 62) dan in stadswater en 16 hoger dan in de subgroep "geen stad, wel scheepvaart" (figuur 3.20.b). Ook in de verschillende macrofauna groepen treden verschuivingen op. Zo wordt de subgroep "geen stad, geen scheepvaart" gekenmerkt door een hogere diversiteit van kevers, kokerjuffers, schelpen, mijten en slakken (figuur 3.20.c) met een uiteindelijke EKR-score die gemiddeld 0,1 eenheid hoger ligt voor de kanalen buiten de stad, zonder scheepvaart. Ook het aantal monsters die als oordeel "goed" krijgen ligt in deze subgroep duidelijk hoger.



Figuur 3.20 De verschillen in waterplanten, macrofauna en EKR-score van de macrofauna voor M3-monsters tussen "stadswater", "geen stad, wel scheepvaart" en "geen stad en geen scheepvaart".

In A) zijn de verschillen geïllustreerd voor de waterplanten bedekking

In B) is gekeken naar het totaal aantal macrofauna soorten

In C)) is gekeken naar een aantal afzonderlijke macrofauna groepen

In D) is de EKR-score weergegeven.

Overall is het gemiddelde met de standaard fout opgenomen.

Ondanks de genoemde beperkingen zijn de getoonde verbanden tussen scheepvaart, waterplanten en macrofauna niet onlogisch. Het is niet voor niets dat dit nadelige effect van scheepvaart op de grote kanalen (M6 en M7) wel is erkend en heeft geleid tot twee sub-typen om zo het onderscheid in de aan- of afwezigheid van scheepvaart ook in het oordeel uit te laten komen. Voor M3 is zo'n subtype niet benoemd. Dat wil echter niet zeggen dat een vergelijkbaar effect van de scheepvaart niet ook in kleine kanalen optreedt. De scheepvaart is weliswaar van een kleinere categorie, maar de dimensies van de wateren zijn ook kleiner. Daarnaast is zo'n negatief effect van de scheepvaart in kleine kanalen in een eerdere, vergelijkbare data-analyse voor het Hoogheemraadschap van Delfland ook al aangetoond (Ecofide, 2011b). Op basis hiervan zou overwogen kunnen worden of de aanwezigheid van scheepvaart niet opgenomen zou moeten worden in de afleiding van het GEP, waarbij de aanwezigheid van scheepvaart in M3-water tot een op ordegrootte 0,1 eenheid lagere EKR-score voor de macrofauna kan leiden. De aanbevolen studie naar de (meer uitgebreide) waterplanten monitoring kan uitwijzen of dit ook voor de EKR-score van macrofyten kan gelden.

Conclusies:

- * Bij de macrofaunagemeenschappen in kleine kanalen (KRW-type M3 en M10) spelen twee factoren een rol, beschoeiingen langs de oevers en de aanwezigheid van scheepvaart. Vooral in het stedelijk gebied (veelal beschoeide oevers in een bebouwde omgeving) wordt een minder rijke macrofaunagemeenschap aangetroffen. Dit is gecorreleerd aan een lage bedekking door zowel drijvende als submerse waterplanten.
- * In het landelijk gebied is de bedekking door waterplanten hoger en met name in afwezigheid van scheepvaart leidt dit tot een hogere diversiteit van de macrofauna, met onder andere meer soorten waterkevers, kokerjuffers, mijten en slakken. Dit leidt ook tot verschillende EKR-scores, die in de afwezigheid van scheepvaart 0,1 eenheid hoger liggen.
- * Door het beperkte aantal lokaties met scheepvaart is het moeilijk om met zekerheid te achterhalen of dit een direct effect van de scheepvaart zelf is (door bijv. de schroefbewegingen) of een gecorreleerd effect door bijv. de aanwezigheid van oeverbeschoeiing. Tegelijkertijd werd er een opvallend verschil in de bedekking door de submerse vegetatie aangetroffen (significant lager in kanalen met scheepvaart: 6 om 18% gemiddeld). Zo'n effect lijkt eerder een gevolg van schroefbewegingen en eventueel de opwerveling van bodemmateriaal dan van de aanwezigheid van oeverbeschoeiing.
- * Een negatief effect van scheepvaart is bij de grote kanalen (M6 en M7) aanleiding geweest tot het aanpassen van de KRW-maatlat. Ook voor M3 zou overwogen kunnen worden of de aanwezigheid van scheepvaart (mits dat economisch of sociaal-maatschappelijk niet kan worden veranderd) niet tot een verlaging van het GEP zou moeten leiden.
- * Het Hoogheemraadschap wordt hierbij aangeraden om de aangetroffen verschillen in de bedekking door waterplanten te verifiëren met de meer uitgebreide dataset van de waterplanten monitoring. Dit biedt tevens inzicht in de verschillen in EKR-score voor macrofyten.

3.8 Zeldzame soorten

In de dataset zitten 297 waarnemingen van 11 soorten, die door de WEW (werkgroep Ecologisch Waterbeheer) als "zeer zeldzaam" worden gezien en 112 waarnemingen van 8 "zeldzame" soorten (STOWA, 2012). Het overzicht van deze soorten is opgenomen op de volgende pagina.

Verder valt op dat deze soorten op een beperkt aantal lokaties frequent aanwezig zijn. Dit zijn A01, Ab59 en meerdere lokaties binnen het waterlichaam NL14_2.

Lokatie A01 is in de periode 1995-2005 ten minste één keer per jaar onderzocht. In totaal zijn er 17 macrofaunamonsters genomen, waarin gemiddeld 1,4 zeer zeldzame of zeldzame soort aanwezig was. Het maximum was 3 soorten (in zowel het juni als september monster van 1997).

Op lokatie Ab59 is iedere keer (er zijn 10 monsters beschikbaar) ten minste één zeer zeldzame of zeldzame soort aangetroffen, maar gemiddeld werden er 2,3 soorten per monster gevonden. Binnen het waterlichaam NL14_2 zijn 37 macrofaunamonsters beschikbaar. In slechts vier van deze zijn geen zeer zeldzame of zeldzame soorten aangetroffen, terwijl in 12 monsters 3-5 zeer zeldzame of zeldzame soorten zijn geteld.

Het voorkomen van enkele soorten is hieronder nader toegelicht.

Oligochaete worm, *Potamothrix bedoti*

Deze soort is acht keer aangetroffen in de periode 2007-2011. Door van Haaren en Soors (2013) wordt de soort zeldzaam genoemd, terwijl tegelijkertijd wordt opgemerkt dat dit opvallend is gezien het habitat waarin de soort wordt aangetroffen (polysaprobe, slibrijke bodems).

Oligochaete worm, *Haemonais waldvogeli*

Deze soort is onder meer in de Oude Rijn gevonden. De zeldzaamheid van deze soort komt wellicht deels door zijn amfibische levenswijze tussen oeverplanten, waardoor hij nauwelijks te vangen is.

Watermijt *Eylais tantilla*

Recente vondsten van deze watermijt zijn voor het grootste deel afkomstig uit de duinen en het Vechtplassengebied¹⁰. Oudere waarnemingen zijn juist in het binnenland gedaan. In het beheergebied van HDSR zijn relatief veel waarnemingen afkomstig uit het gebied tussen Oudewater, Harmelen en IJsselstein.

Watermijt *Arrenurus biscissus*

Volgens de Atlas van de Nederlandse watermijten (Smit en van der Hammen, 2000) is "*Arrenurus biscissus* in Nederland zeer zeldzaam. De soort is slechts in een tweetal laaglandbeken in Overijssel en in de Maarsseveense Plas (Utrecht) verzameld. Alleen bij de laatste vindplaats is sprake van een populatie. De vindplaatsen in Overijssel betreffen incidentele vondsten". Het is daarom aardig om op te merken dat deze soort nu vier keer is aangetroffen op lokatie NL14_2 09 in de Oude Kromme Rijn (2007, 2008, 2009 en 2012).

¹⁰ www.nederlandsesoorten.nl



Overzicht van de aangetroffen "zeer zeldzame" en "zeldzame" macrofauna-soorten

| Groep | Soort | Aantal ¹⁾ | Jaren | Opmerkingen |
|----------------------|-----------------------------------|----------------------|-----------------|---|
| Zeer zeldzaam | | | | |
| Oligochaete worm | <i>Potamothrix bedoti</i> | 8 | 2007-2011 | Verspreid aangetroffen |
| Dansmuggen | <i>Glyptotendipes signatus</i> | 11 | 2007-2012 | 4* in NL14_27 03 |
| | <i>Tanytarsus ejuuncidus</i> | 13 | 2003-2012 | 2* in NL14_2 07; 3* in NL14_2 09; 50% van de waarnemingen in NL14_2 |
| | <i>Parachironomus biannulatus</i> | 15 | 2001-2012 | Verspreid aangetroffen |
| | <i>Polypedilum cultellatum</i> | 49 | 2004-2011 | 8* in sb-lokaties; 3* in Ab59 |
| | <i>Harnischia curtilamellata</i> | 52 | 1997-2012 | 6* in A01; 7* in Ab59; 16* in NL14_2; 6* in NL14_7; ²⁾ |
| | <i>Cryptotendipes usmaensis</i> | 63 | 1995-2012 | 5* in A01; 5* in Ab59; 13* in NL14_2; 5* in NL14_7; 5* in NL14_8; ²⁾ |
| Watermijten | <i>Arrenurus biscissus</i> | 10 | 2005-2012 | 4* in NL14_2 09 |
| | <i>Eylais tantilla</i> | 18 | 1978-1985 | Vanaf 1997 niet meer aangetroffen |
| | <i>Unionicola parvipora</i> | 25 | 2005-2012 | 9* in NL14_22; 4* in wb25 |
| | <i>Neumania imitata</i> | 33 | 1997-2012 | 19* in NL14_2; 4* in d12 en 4* in A01, maar voor beide niet meer sinds 2002 |
| Zeldzaam | | | | |
| Oligochaete worm | <i>Rhynchelmis limosella</i> | 14 | 1982-2010 | Verspreid aangetroffen |
| | <i>Haemonais waldvogeli</i> | 16 | 2005-2012 | Verspreid aangetroffen |
| Dansmuggen | <i>Endochironomus lepidus</i> | 6 | 2006-2007 | Verspreid aangetroffen |
| | <i>Chironomus bernensis</i> | 16 | 1997-2012 | 6* in NL14_2; 4* in Ab59 |
| Waterkevers | <i>Haliphus varius</i> | 6 | 2006-2012 | Verspreid aangetroffen |
| | <i>Helophorus aquaticus</i> | 19 | 1978-1982 | Verspreid aangetroffen; Vanaf 1997 niet meer aangetroffen ³⁾ |
| Wants | <i>Aquarius paludum</i> | 24 | 1995-2010 | 4* in A01; 5* in NL14_2; |
| Vlinder | <i>Acentria ephemerella</i> | 11 | 1985, 2003-2010 | Verspreid aangetroffen |

¹⁾ Aantal waarnemingen binnen de 933 macrofauna-monsters

²⁾ De hoogste dichtheden zijn telkens in de laatste jaren waargenomen (vanaf 2006-2009)

³⁾ Artefact ivm gewijzigde determinatie; zie tekst

Watermijt *Unionicola parvipora*

Volgens de Atlas van de Nederlandse watermijten (Smit en van der Hammen, 2000) is "*Unionicola parvipora* in Nederland zeer zeldzaam en alleen bekend van enkele vindplaatsen in het Holland-Utrechtse veenweide- en plassengebied en de Alblasserwaard. Hij leeft in petgaten en (laagveen)plassen, die van zeer goede kwaliteit zijn". Het is daarom aardig om op te merken dat deze soort negen keer is waargenomen in het waterlichaam NL14_22 (lokaties 2, 10 en 11) en vier keer op lokatie Wb25 in de Oude Rijn. De soort lijkt de laatste jaren algemener te worden.

Watermijt *Neumania imitata*

Dit is een in Nederland maar weinig gevonden watermijt, die echter in de provincie Utrecht relatief opvallend vaak is aangetroffen. Grontmij|AquaSense meldt hierover: "Uit de Kromme Rijn waren al vondsten bekend, en in 2006 is er hier weer een tweetal vondsten gedaan, en verder in de Langbroekerwetering en de Doorslag. Net buiten het beheersgebied van het waterschap zijn er bij Breukelen in de Aa en de Angstel vondsten gedaan. Ook in Brabant zijn diverse vondsten gedaan in kanalen. Het is ons een raadsel wat het voorkomen van deze soort bepaalt. Duidelijk is dat het overgrote deel van de waarnemingen in kanalen of kanaal-achtige laaglandrivieren met vaak loodrechte beschoeiingen is gedaan". Van de in totaal 33 waarnemingen zijn er 19 (57%) afkomstig uit het waterlichaam NL14_2. Met name op lokaties 22 en 26 binnen dit waterlichaam is deze soort geregeld aangetroffen.

Dansmug *Glyptotendipes signatus*

De larven en poppen van deze dansmug leven in kolonies van mosdierpjes (*Bryozoa*) op stenen en planten.

Dansmug *Endochironomus lepidus*

Deze dansmug leeft als een mineerder in de bladeren en bladstelen van Gele Plomp.

Waterkever *Helophorus aquaticus*

De waterkever *Helophorus aquaticus* is vrij algemeen in Zuid-Limburg maar wordt daarbuiten sporadisch aangetroffen. In de dataset van HDSR is deze soort alleen aangetroffen tussen 1978-1982. Recente studies hebben echter aangetoond dat wat voorheen werd verstaan onder de naam *H. aquaticus* in feite een soortencomplex vormt (Drost et al., 1992). De afgesplitste soorten *Helophorus grandis* en vooral *Helophorus aequalis* zijn in latere jaren wel aangetroffen. Eerdere determinaties als *H. aquaticus* zijn daarom niet betrouwbaar en zouden eigenlijk gecontroleerd moeten worden.

Waterkever *Haliphus varius*

Dit is een zeldzaam waterkevertje die indicatief is voor een goede waterkwaliteit. Het is een kenmerkende soort voor watertypen M25 en M27. In het beheergebied van HDSR is hij aangetroffen in een kleisloot (Eb09) en lokaties binnen de watertypen M3 (NL14_15 06), M10 (NL14_20 1) en M11 (Eb13).

4. Discussie



In hoofdstuk 3 is in detail ingegaan op de verschillende stuurfactoren en bronnen van variatie. Deze analyse levert allerlei inzichten op die in de conclusies en aanbevelingen zijn opgenomen. Sommige zijn vrij gedetailleerd en van toepassing op de meetnet optimalisatie. Anderen hebben een breder toepassingskader.

Daarnaast is er één aspect dat bij meerdere van de in hoofdstuk 3 uitgewerkte onderwerpen tot uiting komt en dat is de relatie tussen de waterplanten en de macrofauna. Met name de bedekkingsgraden van de drijvende en/of submerse waterplanten hebben een directe relatie met een aantal macrofaunagroepen. Vanwege het belang van deze interactie wordt dit aspect hieronder nader bestudeerd.

4.1 Relatie tussen waterplanten en macrofauna

De gegevens over de bedekkingsgraden van waterplanten hebben betrekking op draadalgen, drijvende, kroos, emerse en submerse waterplanten. Uit de analyses in hoofdstuk 3 blijkt dat (niet geheel onverwacht) vooral de drijvende en submerse waterplanten een invloed op de macrofauna uitoefenen. Over het algemeen geldt hierbij dat hoe hoger de bedekkingsgraad van deze twee groepen, hoe groter de diversiteit van de macrofauna.

Drijvende planten kunnen overigens zowel een positief effect op de macrofauna hebben (zoals in een gedifferentieerde plas met Waterlelie, Gele plomp etc.) als een negatief effect (een afsluitende krooslaag zoals die vaak in sloten wordt aangetroffen).

Het effect op de macrofauna uit zich in een aantal groepen. Allereerst neemt zowel het aantal soorten als de dichtheid van de slakken over het algemeen toe (voor een planteneter is dit conform verwachting). Daarnaast laten ook andere macrofaunagroepen meestal een positief effect zien, zoals waterkevers, watermijten, vlokreeften, pissebedden, haften, wantsen en kokerjuffers; hetzij in het aantal soorten hetzij in de trefkans (voor die groepen waarbij het aantal soorten laag is). Er zijn ook een aantal minder gevoelige groepen, met name de chironomiden en oligochaeten. Het aantal soorten binnen deze twee groepen vertoont meestal geen relatie met de waterplanten en is vrij constant.

In hoofdstuk 3 is geregeld gewerkt met begrippen als "een soortenrijke macrofauna", "hoge diversiteit" of "veel dan wel weinig waterplanten". Dit zijn relatieve begrippen. Als voorbeeld zijn er binnen de kanalen lokaties met veel dan wel weinig waterplanten, maar al deze lokaties hebben weinig waterplanten als ze worden vergeleken met een gemiddelde sloot.

Om de dataset meer integraal te kunnen beoordelen zijn de verschillende groepen lokaties met elkaar vergeleken (figuur 4.1). Als centrale parameters is hierbij gebruik gemaakt van de bedekkingsgraad van de drijvende en submerse waterplanten en van het totaal aantal soorten uit de 'gevoelige' macrofauna groepen. Dit zijn alle macrofauna-groepen exclusief de oligochaete wormen, dansmug-larven, bloedzuigers en slakken.

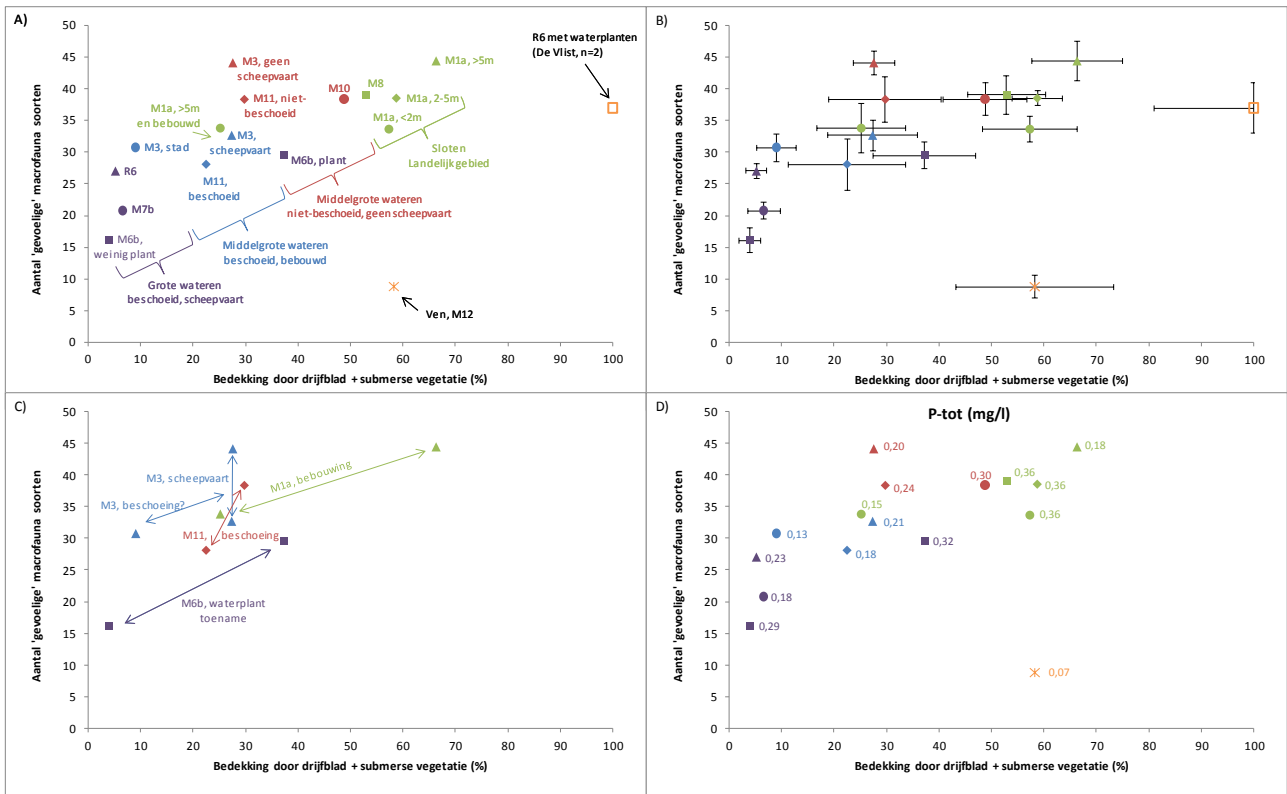
In de eerdere analyses in hoofdstuk 3 bleken de parameters 'bedekkingsgraad waterplanten' en 'gevoelige macrofauna groepen' een groot onderscheidend vermogen te hebben. Beiden hebben een relatief hoog taxonomisch niveau. Dit maakt de waarde van een verschil in deze parameters sterker. Tegelijkertijd betekent dit ook dat op twee lokaties met én een vergelijkbare bedekkingsgraad én eenzelfde aantal 'gevoelige' soorten toch niet eenzelfde gemeenschap aanwezig hoeft te zijn. Dit geldt bijvoorbeeld voor de vergelijking tussen "kleine kanalen, M3, met scheepvaart" en "brede sloten M1a in het bebouwd gebied" (zie figuur 4.1 en hieronder voor een nadere toelichting). De Twinspan analyses zijn echter altijd uitgevoerd met de volledige soortensamenstelling. De in hoofdstuk 3 besproken verschillen zijn dus ook altijd terug te voeren op individuele soorten. Tegelijkertijd betekent een analyse op soortsniveau ook dat de variatie toeneemt. In een gemiddeld handnet monster van 5m blijkt bijvoorbeeld geregeld slechts 40-50% van de totaal aanwezige soorten aangetroffen te worden. Voor het huidige doel (een integraal overzicht van de analyses uit hoofdstuk 3) kan daarom worden volstaan met een interpretatie op hoofdgroepen. Als de analyse verder wordt verfijnd (zoals in hoofdstuk 3 bijvoorbeeld is gedaan bij het bestuderen van een onderscheid in alle sloten) wordt het belang van individuele soorten groter.

De resultaten van de analyse zijn samengevat in figuur 4.1. Vanwege de complexiteit en veelheid aan gegevens is dit figuur in vier deelfiguren gepresenteerd. Deze worden hieronder toegelicht.

Figuur 4.1a, links-boven

De in hoofdstuk 3 besproken indeling van de lokaties op basis van de macrofauna samenstelling heeft geleid tot een aantal herkenbare clusters van lokaties. Voor ieder cluster zijn de gegevens van de achterliggende lokaties en meetjaren gemiddeld bij het berekenen van de gemiddelde bedekkingsgraad (x-as) en het gemiddeld aantal 'gevoelige' macrofauna soorten (y-as). Het aantal lokaties en meetpunten per cluster verschilt maar de meeste clusters bestaan uit tenminste enkele tientallen gegevens. Clusters met minder gegevens, zoals voor M20 of M25, zijn niet opgenomen behalve voor een aantal vennen (M12) en een tweetal punten uit een plantenrijke R6 lokatie.

Dit deelfiguur illustreert de relatie tussen waterplanten en de gevoelige macrofaunasoorten voor alle lokatie-clusters binnen de lijnvormige wateren, zoals kanalen en de sloten en laat primair het verband met de grootte van het water zien. Dat kanalen en sloten op hoofdlijnen hetzelfde lijken te reageren is vanuit de typologie te begrijpen. In de extreme waarden functioneert een groot, diep scheepvaart kanaal (linksonder in de figuur) natuurlijk heel anders dan de relatief smalle landbouwsloten (rechtsboven in de figuur). Bij meer intermediaire situaties zijn de overeenkomsten tussen bijv. een "kanaal zonder scheepvaart" en een "15m brede sloot in een industriegebied" echter groot.



Figuur 4.1. Samenvattende analyse van de macrofauna in het beheergebied van HDSR en in samenhang met de bedekkingsgraden van de waterplanten. Op de x-as staat het bedekkingspercentage van de waterplanten (drijvend + submers); op de y-as het aantal 'gevoelige' macrofauna soorten cq. alle macrofauna-soorten excl. de oligochaete wormen, dansmug-larven, bloedzuigers en slakken.

Links boven: De onderverdeling van de kanalen, sloten en plassen is aangeduid middels een label en laat een goede correlatie zien tussen de bedekking met waterplanten en het aantal 'gevoelige' macrofauna soorten.

Rechts boven: Idem als links boven, maar dan inclusief de standaard fouten in beide parameters.

Links onder: Een illustratie van stuurfactoren die de opdeling binnen één KRW-watertype beïnvloeden.

Rechts onder: Dezelfde verdeling van clusters als in de andere deel-figuren, maar de gegevens labels geven nu het gemiddelde totaal P gehalte (mg/l) van de onderliggende meetpunten.

Figuur 4.1b, rechts-boven

Dit is dezelfde illustratie als links-boven, maar de labels van de clusters zijn vervangen door de berekende standaard fouten op zowel de gemiddelde bedekkingsgraad als het gemiddeld aantal gevoelige macrofauna soorten. Hierbij valt op dat de variatie in de bedekkingsgraden van de waterplanten veel groter is dan in het aantal macrofaunasoorten. Dit zal onder andere te maken hebben met de seizoensdynamiek die de aanwezigheid van waterplanten kan vertonen, de nauwkeurigheid van de methode en vooral het feit dat er twee methoden in deze dataset door elkaar heen zijn gebruikt (afh. van de definitie van begroeibaar areaal).



Figuur 4.1c, links-onder

In deze illustratie zijn alleen de clusters geïllustreerd waar binnen één watertype een verder onderscheid in subtypen was te maken op basis van bijvoorbeeld inrichting (beschoeiing) of gebruik (scheepvaart).

Figuur 4.1d, rechts-onder

In dit deelfiguur zijn de gemiddelde totaal-P gehalten voor de verschillende clusters opgenomen. De basis zijn de zomergemiddelde totaal-P gehalten per lokatie en jaar. De weergegeven concentraties zijn daar dus weer de gemiddelden van voor alle meetpunten en lokaties binnen een cluster.

Uit deze gegevens blijkt dat de kanalen, weteringen en sloten worden gekenmerkt door een totaal-P gehalte rond de 0,25 mg/l, waarbij de concentraties iets lijken te dalen naarmate het water groter wordt.

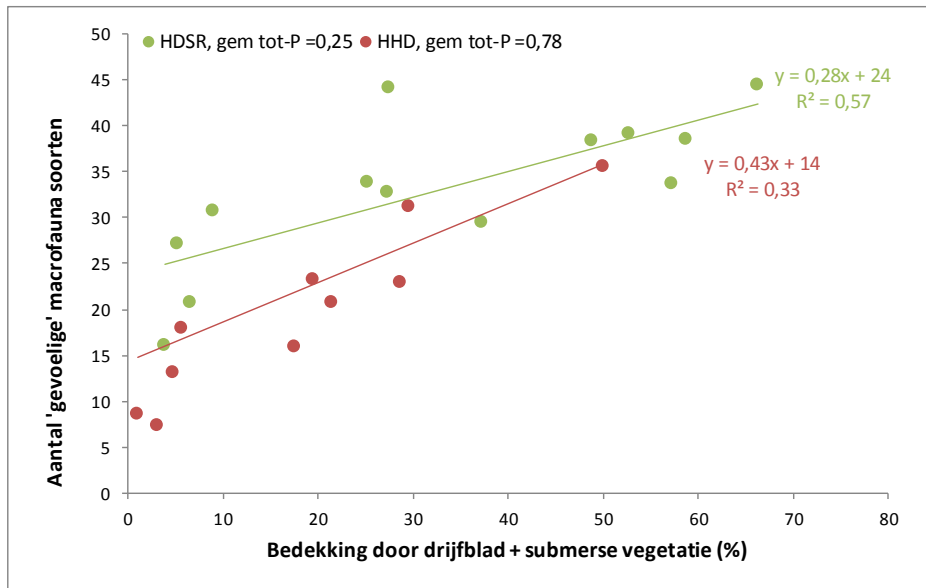
Uit figuur 4.1d blijkt dat de variatie in het P-gehalte binnen het beheergebied relatief gering is. Fosfaat speelt daarom ook nauwelijks een rol als verklarende stuurfactor¹¹.

Dat wil echter niet zeggen dat de huidige fosfaat-concentraties geen rol spelen. Dit kan geïllustreerd worden met een vergelijking tussen waterschappen. Een vergelijkbare analyse is namelijk eerder ook voor HH Delfland uitgevoerd (Ecofide, 2011b), waarbij het totaal-P gehalte beduidend hoger lag (gem. 0,78 mg/l).

In figuur 4.2 zijn beide datasets gecombineerd. Hierbij dient meteen te worden opgemerkt dat een dergelijke vergelijking allerlei beperkingen kent. Zo zullen er meerdere aspecten zijn waarin beide beheergebieden van elkaar verschillen. Tegelijkertijd is het ook niet vreemd om te veronderstellen dat het totaal-P gehalte hier ook een belangrijke rol speelt. Ook de gepresenteerde lineaire regressies kennen hun beperkingen, gelet op de in figuur 4.1 gepresenteerde standaardfouten. Tegelijkertijd is de correlatiecoëfficiënt heel redelijk, zeker gelet op alle mogelijke bronnen van variatie.

Figuur 4.2 laat daarbij zien dat de diversiteit van de macrofauna in de lijnvormige elementen van HDSR gemiddeld genomen hoger is dan in het beheergebied van HH Delfland, waarbij de lagere P-gehalten een mogelijke factor van belang zullen zijn. Verder suggereert de figuur dat de verschillen nivelleren in de richting van de kleinere wateren met de hogere plantenbedekking. Dit is echter statistisch niet te onderbouwen en valt binnen de betrouwbaarheid van de twee lineaire regressies.

¹¹ Dit komt deels door de al eerder genoemde beperkingen aan de fysisch-chemische dataset, maar dezelfde conclusie geldt ook als de analyse alleen wordt uitgevoerd met een subset van monsters, waarvoor de betreffende parameters allemaal op dezelfde lokatie en in hetzelfde jaar zijn gemeten.



Figuur 4.2. Vergelijking van de analyse uit figuur 4.1 met de resultaten van eenzelfde vergelijking uitgevoerd voor HH van Delfland.

5. Conclusies en aanbevelingen



Op basis van de uitgevoerde data-analyse zijn er op verschillende niveaus conclusies en aanbevelingen te formuleren.

5.1 Algemene conclusies

Beperkingen en reikwijdte van de data-analyse

- Ondanks de omvang van de dataset, met 933 macrofaunamonsers van 359 lokaties, kent de dataset (en daarmee data-analyse) enkele belangrijke beperkingen. De belangrijkste zijn:
 - Voor zeer veel lokaties (vrijwel alle lokaties behorend tot het KRW-meetnet) is de waterkwaliteit niet op dezelfde lokaties geanalyseerd als waar de macrofauna en macrofyten zijn geïnventariseerd. In plaats hiervan moest gebruik worden gemaakt van de resultaten van het chemische KRW-meetpunt in hetzelfde waterlichaam. In principe zou deze laatste representatief moeten zijn voor het gehele waterlichaam. Toch zal dit een van de factoren zijn, waardoor er in de gehele data-analyse vrijwel geen relatie viel te leggen tussen de macrofauna en de waterkwaliteit (overigens spelen hier ook andere factoren, zoals weinig variatie in belangrijke variabelen als nutriënten).
 - De verklarende variabelen, zoals waterplanten en waterkwaliteit, zijn niet altijd uit hetzelfde jaar afkomstig als waarin de macrofauna werd geanalyseerd.
 - De bedekking van de waterplanten is tijdens de biologische monitoring meerdere keren gewijzigd. In de periode tussen 1978-1985 werden de macrofyten gerapporteerd als "% bedekking". In de periode tussen 1995 en 2004 werd gebruik gemaakt van de Tansley schaal, terwijl in de jaren na 2004 weer van bedekkingspercentages gebruik werd gemaakt. In dit laatste geval is de situatie na 2008 overigens weer veranderd door een andere definitie van begroeibaar areaal.
 - Sommige verklarende variabelen vertonen onnodige variatie, zoals de breedte en diepte van de lokatie of de aard en mate waarin de oever is beschoeid.
- Bij het opsplitsen van de dataset per KRW-watertype (zie hieronder) maakt de periodieke monitoring van een beperkt aantal lokaties soms het merendeel van alle datapunten uit. Pseudoreplicatie is dan een aspect wat de uitkomsten kan beïnvloeden.
- In zijn algemeenheid betekent dit dat de hoeveelheid door Canoco verklaarde variantie (erg laag is (5-10%) en daarmee dat de aangetroffen relaties voorzichtig geïnterpreteerd moeten worden. De relaties zijn gebaseerd op correlaties en niet als causaliteit te zien.

Indeling in KRW-watertypen

- Een groot deel van de variatie in de macrofauna is gekoppeld aan het verschil in de KRW-watertypen, zoals sloten, kleine kanalen, vennen of grote kanalen. Dit is logisch, aangezien dit juist een van de redenen is geweest bij het opstellen van de KRW-watertypen. Tegelijkertijd laat de huidige analyse van de macrofauna ook zien dat op de grenzen van watertypen enkele lokaties wellicht verkeerd zijn getypeerd. Een controle van deze indeling is daarom aan te bevelen. Dit betreft:
 - 18 lokaties die momenteel zijn ingedeeld onder M1a of M8, maar qua macrofauna én op basis van de waterbreedte eerder bij grotere wateren als M3 lijken te behoren
 - 1 lokatie die momenteel is ingedeeld onder de M3 maar qua macrofauna én de waterbreedte eerder onder een sloottype lijkt te vallen.
 - Tenminste 12 lokaties die zijn ingedeeld bij M11 of M25 (plassen) lijken qua naamgeving, uiterlijk en macrofauna eerder tot lijnvormige elementen als sloten, weteringen of smalle kanalen te horen.
- Dit heeft gevolgen voor de EKR-score. Bij een sloot van type M1a die bij nader inzien toch beter onder de kleine kanalen M3 geschaard kan worden zal de EKR-score gemiddeld 0,05 toenemen, waardoor in 25% van de monsters het eindoordeel één klasse hoger uitkomt. Een M11/M25 lokatie die wordt heringedeeld onder sloten van het type M1a zal zijn EKR-score met 0,05 zien afnemen. Herindeling onder het type M3 (natuurlijk afhankelijk van de breedte) leidt daarentegen tot een stijging met gemiddeld 0,11. In dit laatste geval gaat bijna de helft van de monsters (7 van de 16) één klasse omhoog.

Trends over de jaren

- Een statistische analyse laat hele duidelijke wijzigingen in de macrofauna over de jaren zien. Naast ecologische processen en eventuele verbeteringen in waterkwaliteit, inrichting etc zijn hieraan ondermeer de volgende factoren debet:
 - *Methodische verschillen tussen 1978-1985 en latere jaren*

In de periode 1978-1985 hebben de waterkevers relatief veel aandacht gekregen (middels een meer intensieve monsternamen van de oever), terwijl de oligochaeten nauwelijks nog gedetermineerd konden worden. Deze dataset is daarom slechts beperkt geanalyseerd.
 - *Voortschrijdende inzichten op het gebied van taxonomie en determinatieliteratuur*

Vanaf 1985 zijn er voor verschillende macrofauna groepen nieuwe standaardwerken verschenen of zijn aanvullende werken gepubliceerd waarmee bepaalde families (beter) tot op soort gedetermineerd konden worden. Dit leidt tot bijv. trendbreuken bij de dansmuggen en de *Pisidium*-soorten (schelpen).
 - *Exoten*

Vanaf 1998 zijn er meerdere exoten in het beheergebied van HDSR binnengekomen, die ook qua aantallen inheemse soorten kunnen overtreffen (bijv. binnen de vlokreeften).
- Deze effecten kunnen echter niet alle veranderingen verklaren. Ook als alle individuen op het taxonomische niveau van een "orde" worden samengevoegd, treden er wijzigingen in de loop der tijd op. Zo is er een toename van het aantal tweevleugeligen en de schelpdieren. Het analyseren van trends in de tijd vormde echter geen onderdeel van de huidige analyse en is daarom alleen meegenomen voor zover dit relevant was bij de bestudering van stuurfactoren.

5.2 Conclusies aangaande stuurfactoren en EKR-waarden

Grote wateren (M6b, M7b en R6)

- Voor zowel M6b als M7b leiden maatregelen, die de vestiging en groei van waterplanten bevorderen tot hogere EKR-scores.
Lokaties van het type M6b met een gemiddelde bedekking van drijfblad en submerse vegetatie rond de 5% hebben bijvoorbeeld een gemiddelde EKR-score van 0,29, terwijl bij een gesommeerde bedekking van gemiddeld 35-40% de EKR-score 0,55 is. Voor M7b is dit verschil niet aan te geven, omdat waterplant-rijke lokaties binnen dit watertype niet bemonsterd (of voorhanden?) zijn.
- Welke maatregelen de vestiging en groei van waterplanten bevorderen is met de huidige dataset moeilijk te achterhalen, omdat de variatie binnen mogelijke stuurfactoren beperkt is en verschillen ook gecorreleerd zijn aan de verschillende rivieren (zoals Leidsche Rijn, Oude Rijn etc). Alle M6b lokaties zijn bijvoorbeeld getypeerd als beschoeide oevers met scheepvaart en ook de waterkwaliteit verschilt weinig. Op een meer illustratieve basis zijn M6b lokaties met een hoge EKR-score soms gekoppeld aan plekken met een verlaagde oever of een relatief ondiep deel langs de oever, waardoor de vestigingsmogelijkheden van waterplanten groter zijn. Causaliteit van dergelijke verbanden kan echter beter worden onderzocht middels een analyse van de meer uitgebreide monitoring van waterplanten binnen deze waterlichamen.
- Voor zowel M6b als M7b leidt een toename van het aantal macrofauna soorten tot een duidelijke stijging van de EKR-score. Deze relatie ontbreekt voor R6. Binnen de kanalen M6b en M7b kunnen relatief kleine maatregelen daarom al een positief effect sorteren. Voor R6 lijken echter andere maatregelen nodig. Hierbij zou bekeken moeten worden of de huidige randvoorwaarden van de rivier (zoals debieten, stroming, maar daarna ook waterkwaliteit) in voldoende mate het ontstaan van een divers en dynamisch riviersysteem mogelijk maken, maar ook in hoeverre de huidige monitoringslokaties voldoende aansluiten bij de ondertussen in de Kromme Rijn al uitgevoerde maatregelen.

Sloten (M1a; M8)

- De macrofauna van M1a is duidelijk te onderscheiden van M8. De verschillen zitten echter niet zozeer in de soortenrijkdom maar eerder in de dichtheden, die in het type M8 veel lager zijn. Daarnaast zijn er ook verschillen in individuele soorten, zoals voor de kokerjuffers *Tricholeiochiton fagesi* en *Holocentropus picicornis* die beide kenmerkend zijn voor laagveensloten (type M8).
- De dataset voor M8 is te beperkt (27 monsters van 18 lokaties) om een verdere analyse van stuurfactoren mogelijk te maken. Wel valt op dat lokatie NL14_30 2 erg afwijkend is met een lage bedekking door waterplanten en een lage diversiteit aan macrofauna.
- Binnen de 170 resterende sloten van het type M1a heeft vooral de breedte van de sloot een bepalende invloed op de macrofaunagemeenschap. Daarnaast speelt ook de maand van monsternamen een rol. Een verschil in de breedte van de sloot leidt tot verschillen in zowel de macrofyten als de macrofauna. Smallere sloten kenmerken zich door een hogere bedekking van drijvende en emerse waterplanten, terwijl de bedekking van submerse waterplanten vergelijkbaar is. Hierbij is het aantal soorten waterkevers hoger in deze smalle sloten, terwijl de meeste andere groepen zoals dansmuggen, watermijten, kokerjuffers en haften juist een hogere soortenrijkdom hebben in de bredere sloten.
- Op de EKR-score heeft dit effect van de breedte van de sloot een beperkte invloed. De gemiddeld iets hogere diversiteit in de bredere sloten leidt hierbij tot een lichte stijging in de EKR, van gemiddeld 0,31 in sloten <2m tot 0,36 in sloten >5m breed. Ditzelfde geldt voor

het effect van de maand: Voor sloten met een breedte tussen de 2-5m is de EKR-score in mei-juni gemiddeld 0,05 eenheid lager (maar ook hiervoor geldt wederom dat deze verschillen als indicatief gezien moeten worden door het geringe aantal lokaties met soms veel waarnemingen van één lokatie).

- Voor sloten breder dan 5m waren er voldoende waarnemingen om stedelijk en landelijk gebied met elkaar te vergelijken. In het landelijk gebied is de bedekking door waterplanten 2* zo hoog en is zowel het aantal soorten als de dichtheid van de macrofauna hoger. Dit leidt tot een verschil in de EKR-score van 0,12 eenheid. Alhoewel causaliteit niet kan worden bewezen met een data-analyse lijkt de aanwezigheid van oeverbeschoeiing in het stedelijk gebied zeker een rol te spelen.
- Er zijn geen effecten van de waterkwaliteit aangetoond. Dit heeft met de eerder genoemde beperkingen van de dataset te maken, maar ook met het feit dat er slechts weinig variatie in waterkwaliteit aanwezig is tussen deze sloten.
- Ook zijn er geen effecten van het landgebruik (en dan vooral het mogelijk gebruik van bestrijdingsmiddelen) aangetoond. Dit komt enerzijds doordat het meetnet niet specifiek is opgezet om zo'n eventueel effect aan te tonen. Aan de andere kant betekent de aanwezigheid van veelal kleinschalige percelen met fruitteelt of akkerbouw in een graslandgebied waarschijnlijk ook dat eventuele effecten worden verdund. De afwezigheid van aantoonbare effecten op het niveau van het beheergebied als geheel betekent overigens niet dat op kleinere schaal, in bijv. perceel sloten weldegelijk nadelige effecten kunnen optreden.

Plassen (M11)

- De dataset met macrofauna monsters uit plassen van het type M11 is qua omvang beperkt tot 27. Dit beperkt de mogelijkheden voor een statistische analyse
- De Twinspan-clustering splitst de monsters op in twee groepen, waarbij er een correlatie is met de aanwezigheid van oever-beschoeiing. Een beschoeide oever correleert met een lagere bedekking van waterplanten en een minder diverse macrofauna, maar de EKR-score is vergelijkbaar (0,38 om 0,42). De aan- of afwezigheid van kenmerkende of dominant positieve soorten wordt kennelijk door andere factoren beïnvloed.

Kleine kanalen (M3; M10)

- Bij macrofaunagemeenschappen in kleine kanalen (KRW-type M3 en M10) spelen twee factoren een rol; beschoeiingen langs de oevers en de aanwezigheid van scheepvaart. Vooral in het stedelijk gebied (veelal beschoeide oevers in een bebouwde omgeving) wordt een minder rijke macrofaunagemeenschap aangetroffen. Dit is gecorreleerd aan een lage bedekking door zowel drijvende als submerse waterplanten.
- In het landelijk gebied is de bedekking door waterplanten hoger en met name in afwezigheid van scheepvaart leidt dit tot een hogere diversiteit van de macrofauna. Dit leidt ook tot verschillende EKR-scores, die in de afwezigheid van scheepvaart 0,1 eenheid hoger liggen.
- Door het beperkte aantal lokaties met scheepvaart is het moeilijk om met zekerheid te achterhalen of dit een direct effect van de scheepvaart zelf is (door bijv. de schroefbewegingen) of een gecorreleerd effect door bijv. de aanwezigheid van oeverbeschoeiing. Tegelijkertijd werd er een opvallend verschil in de bedekking door de submerse vegetatie aangetroffen (significant lager in kanalen met scheepvaart: 6 om 18% gemiddeld). Zo'n effect lijkt eerder een gevolg van schroefbewegingen en eventueel de opwerveling van bodemmateriaal dan van de aanwezigheid van oeverbeschoeiing.

5.3 Aanbevelingen

Voor toekomstige kennis en KRW-doelen

- In zijn algemeenheid bleken inrichtingsfactoren en lokatiekenmerken, zoals beschoeiing en omvang, van groter belang op de macrofauna dan de waterkwaliteit. Dit betekent enerzijds dat er vanuit de KRW "winst" is te halen door meer aandacht aan deze parameters te geven. Tegelijkertijd betekent dit ook dat de huidige dataset en monitoring onvoldoende gevoelig is voor effecten van waterkwaliteit (die weldegelijk zijn te verwachten). Dit komt door meerdere aspecten, waaronder de opzet van de monitoring (gebrekkige koppeling tussen biologie en chemie) en een relatief geringe variatie in waterkwaliteit binnen watertypen.
- Een 1:1 relatie tussen de macrofyten/macrofauna lokaties en de chemische waterkwaliteitsmonitoring wordt aanbevolen, in ieder geval voor de biologie ondersteunende parameters. Ook als dit vanuit kosten oogpunt zou leiden tot een vermindering van het aantal biologische monitoringspunten
- Voor sommige lokaties wordt aanbevolen de huidige KRW-typing te controleren op consistentie. Die speelt vooral op de overgang van brede sloten naar smalle, kleine kanalen (M1a naar M3), maar betreft ook enkele lokaties die als plassen zijn getypeerd (M11, M25)
- Een goede beschrijving van iedere lokatie wordt aanbevolen. Zaken als breedte, diepte en oeverbeschoeiing kunnen beter eenmalig nauwkeurig worden gekarakteriseerd dan bij ieder veldbezoek worden geschat.
- Voor sloten in het stedelijk gebied wordt aanbevolen om na te gaan of er een meer causale relatie is te leggen tussen de aanwezigheid van oeverbeschoeiing en de aanwezigheid van waterplanten door ook het diepteprofiel in de beschouwing mee te nemen. Is dat het geval dan zou de aanwezigheid van oeverbeschoeiing (mits onvermijdelijk) in de doel-vaststelling kunnen worden meegenomen met een globale 'zwaarte' van ca. 0,1 eenheid op de EKR-maatlat.
- Voor M3 wordt aangeraden te overwegen of de aanwezigheid van scheepvaart niet tot een verlaging van het GEP moet leiden, mits natuurlijk deze aanwezigheid vanuit maatschappelijke en/of economische motieven niet vermeden kan worden.
- De meeste conclusies zijn op correlaties gebaseerd. Harde conclusies over de effectiviteit van KRW-maatregelen zijn alleen met gericht praktijk-onderzoek op te stellen. Ondanks de kosten wordt dergelijk onderzoek wel aanbevolen omdat het meer grip biedt op de keuze van eventueel aanvullende maatregelen. De EKR-score in de Kromme Rijn, die niet reageert op aanwezige variatie in macrofaunagemeenschappen, is een goed voorbeeld die de behoefte aan specifieke kennis onderstreept.

Inzicht in stuurfactoren en mogelijk kansrijke maatregelen

- Voor M6b en M7b wordt aanbevolen de bestaande set met waterplanten-monitoring nader te analyseren om te bezien of hiermee inzicht wordt verkregen in de factoren die de vestiging en groei van waterplanten bevorderen.
- Voor R6 wordt aanbevolen om na te gaan op de basisrandvoorwaarden van het huidige systeem (zoals debieten, stroming) in voldoende mate het ontstaan van een divers en dynamisch riviersysteem mogelijk maken.
- Voor M3 wordt aanbevolen om op basis van de meer uitgebreide waterplanten monitoring na te gaan in welke mate en op welke manier de scheepvaart in deze kleine kanalen een invloed op de bedekking door waterplanten (met name drijfblad en submers) heeft. Hierbij zou waar mogelijk een onderscheid in de intensiteit van de scheepvaart (aantal bewegingen en motorvermogen/diepgang) meegenomen moeten worden. Een dergelijke studie biedt tevens inzicht in de verschillen in EKR-score voor macrofyten.

6. Literatuur

- Drost, M.B.P., H.P.J.J. Cuppen, E.J. van Nieukerken & M. Schreijer (1992). De waterkevers van Nederland. Natuurhistorische Bibliotheek van de KNNV, No. 55.
- Ecofide (2011a). Macrofauna in kleine wateren. Een nader analyse voor Hollandse Delta. In opdracht van: Waterschap Hollandse Delta. Rapportnr. 22.
- Ecofide (2011b). Stuurfactoren en trends voor de macrofauna in Delfland. In opdracht van: Hoogheemraadschap van Delfland. Rapportnr. 34.
- Gittenberger, E., A.W. Jansen, W.J. Kuijper, J.G.J. Kuiper, T. Meijer, G. van der Velde & J.N. de Vries (1998). De Nederlandse zoetwatermollusken. Recente en fossiele weekdieren uit zoet en brak water. Nederlandse Fauna (Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, Leiden) 2: 1-288. ISBN 90-5011-118-1.
- Glöer, P. & C. Meier-Brook (2003). Süßwassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. 13e herziene druk. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg. 134p. ISBN 3-923376-02-2.
- Grontmij (2012). Trendanalyse 30 waterlichamen beheersgebied HDSR. Analyse van macrofauna en macrofyten monitoringsgegevens 2006-2011. Rapportnummer 309620-trend.
- IWACO (1996). Typologie en ecologische norm-doelstelling in de provincie Utrecht. Werkdocument Meren en Plassen. Projectnummer 3345600.
- IWACO (1998). Ecologische normdoelstellingen Utrecht-ruimtelijke toedeling ecologische niveaus. Projectnummer 1076950.
- IWACO & IBN-DLO (1999). Ecologische normdoelstellingen voor wettingen, veenstromen en fortgrachten in Provincie Utrecht. Projectnummer 1082920.
- Killeen, I., D. Aldridge & G. Oliver (2004). Freshwater bivalves of Britain and Ireland. Aidgap Occasional Publication (Field Studies Council) 82: 1-114. ISBN 1-85153-892-5.
- Liess, M. & P.C. von der Ohe (2005). Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24: 954-965.
- Moller Pillot, H.K.M. (2003). A key to the larvae of the aquatic *Chironomidae* of the North-West European lowland. Provisional translation of De larven der Nederlandse Chironomidae (Moller Pillot, H.K.M., 1984) (With many additions). Concept, niet gepubliceerd.

- Schäfer, R.B., T. Caquet, K. Siimes, R. Mueller, L. Lagadic & M. Liess (2007). Effects of pesticides on community structure and ecosystem functions in agricultural headwater streams of three biogeographical regions in Europe. *Science of the Total Environment* 382: 272-285.
- Smit, H. en H. van der Hammen (2000). Atlas van de Nederlandse watermijten (Acari: Hydrachnidia). Nederlandse Faunistische Mededelingen nr. 13.
- STOWA (2012). Milieu- en habitatpreferenties van Nederlandse zoetwatermacrofauna. STOWA rapport 2012-19; WEW-themanummer 23 (excel-bijlage).
- Timm, T. & H.H. Veldhuijzen van Zanten (2002). Freshwater *Oligochaeta* of North-West Europe. World Biodiversity Database CD-ROM Series. Expert Center for Taxonomic Identification (ETI), Amsterdam. ISBN 90-75000-44-8.
- Vallenduuk, H.J. & E. Morozova (2005). *Cryptochironomus*. An identification key to the larvae and pupal exuviae in Europe. *Lauterbornia* 55: 1-22.
- Van Dijk, T.C., M.A. van Staalduinen & J.P. van der Sluijs (2013). Macro-invertebrate decline in surface water polluted with imidacloprid. *PLoS ONE* 8(5):e62374.
- Van Haaren, T. & J. Soors (2013). Aquatic *oligochaeta* of the Netherlands and Belgium. KNNV publishing.
- Van Katwijk, M.M. en C.J.F. ter Braak (2008). Handleiding voor het gebruik van multivariate analysetechnieken in de ecologie. *Ecoscience*, Univ. Nijmegen. Online publicatie op www.ecoscience.nl.
- Verdonschot R.C.M., J.H. Vos & P.F.M. Verdonschot (2013). Exotische macrofauna en macrofyten in de Nederlandse zoete wateren; voorkomen en beleid in 2012. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-werkdocument 334. Alterra.



