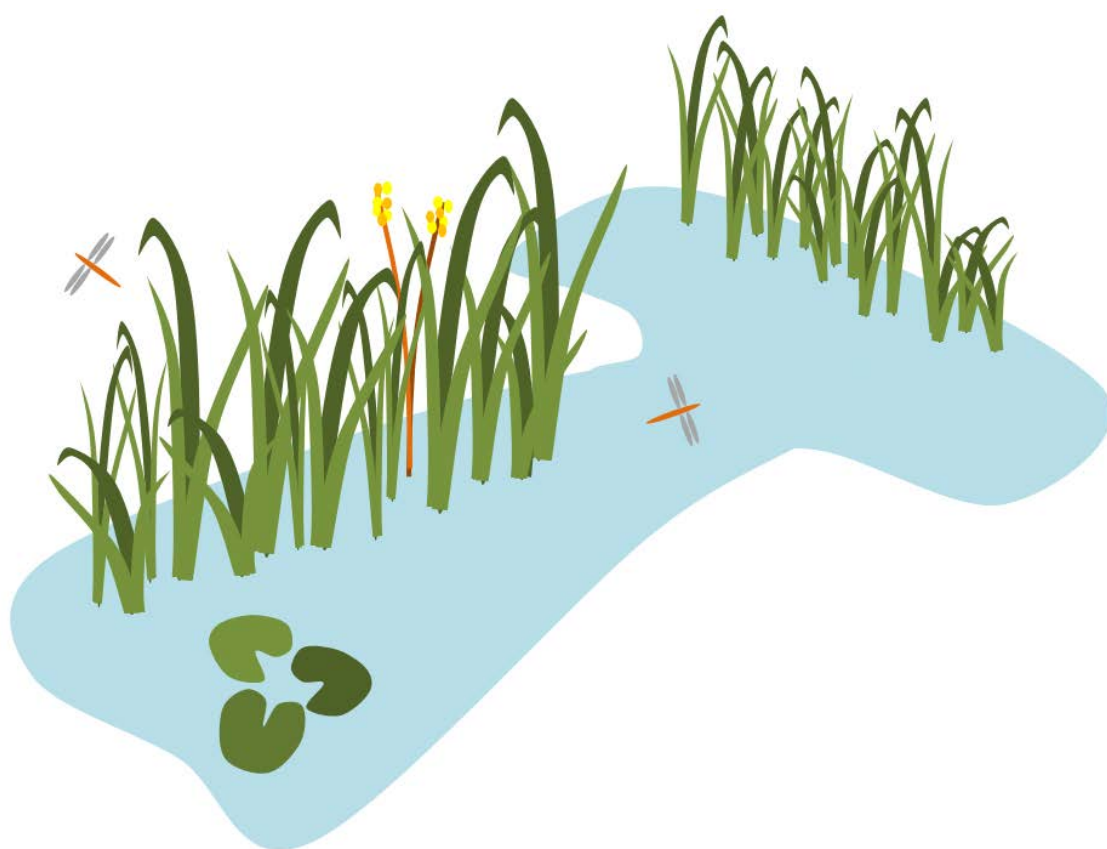


Biodiversiteit in sloten binnen één polder

Auteur:

Mark van Heukelum, Wageningen Universiteit



Datum : 16 augustus 2012
Thesis nr. : 010/2012
Vakcode : AEW-80436

Biodiversiteit in sloten binnen één polder

Auteur: Mark van Heukelum

Begeleider/projectleider: Edwin Peeters, Wageningen Universiteit

2^e begeleider: Jeroen de Klein, Wageningen Universiteit

GEGEVENS UIT DIT RAPPORT ZIJN VOOR INTERN GEBRUIK, OVERNAME IS SLECHTS TOEGESTAAN IN
OVERLEG MET DE PROJECTLEIDER

Datatabellen kunnen op aanvraag worden geleverd.

Ten geleide

Het rapport dat voor u ligt betreft een studie naar de verspreiding van macrofauna in poldersloten binnen één polder. Het idee is ontstaan naar aanleiding van het over het algemeen slechte imago van poldersloten, welke veelal bekend staan als eutroof en homogeen. Diverse studies suggereren dat de biodiversiteit in polders hoger is dan wellicht wordt aangenomen en dat met relatief eenvoudige maatregelen een hoop behaald kan worden op het gebied van biodiversiteit. Toch is nog weinig bekend over de verspreiding van de ecologische samenstelling in de polder, wat van belang is voor het begrijpen en beheren van de biodiversiteit binnen poldersystemen.

Het onderzoek is geïnspireerd door het 'River Continuum Concept'. Dit concept beschrijft de continue verandering in chemische- en fysische variabelen van de boven- tot benedenloop, en de daaraan gekoppelde verandering in ecologische samenstelling. Een polder deelt veel eigenschappen van een stroomgebied van een rivier; door middel van een slotennetwerk wordt de polder in natte periode gedraineerd en in droge periode voorzien van water. Daarom is aan de hand van het RCC onderzocht of de ecologische verspreiding in de polder ook een structuur kent op basis van chemische- en fysische variabelen.

Dit onderzoek is bedoelt als startpunt voor verder verdiepend onderzoek naar de ecologische structuur in polders. Meer data (o.a. van andere soortgroepen) verspreid over diverse poldergebieden is nodig om het van het ecologisch functioneren van het polderdrainagesysteem steeds beter te begrijpen.

Dankwoord

Ik wil allereerst Edwin Peeters bedanken voor zijn hulp en inzet voor dit onderzoek. Zijn stimulerende feedback, enthousiasme en voortdurende positieve blik heeft het onderzoek mede gemaakt tot wat het nu is. Daarnaast wil ik John Beijer bedanken voor zijn hulp bij het determineren van de macrofauna. Als laatste wil ik de landeigenaren bedanken van de Geerpolder voor het meewerken en in sommige gevallen meedenken met het onderzoek. Alle zeer bedankt voor de bijdrage aan dit onderzoek!

Inhoudsopgave

Inleiding.....	6
Aanleiding.....	6
Leeswijzer.....	6
DEEL A.....	7
Het artikel: Variatie in biodiversiteit in sloten binnen één polder.....	7
Samenvatting.....	7
Inleiding.....	7
Biodiversiteit door heterogeniteit.....	8
Onderscheid in sloottypen.....	8
Onderzoeksgebied.....	9
Resultaten.....	9
Invloed van waterbeheer en landgebruik.....	11
Praktische aanbevelingen.....	11
Literatuur.....	11
DEEL B.....	13
Bijlage 1 – Achtergrond informatieve en plan van aanpak.....	13
Introduction.....	13
Hypothese.....	15
Materials and Methods.....	16
Parameters.....	16
Field measurements.....	17
Indicator species.....	18
Results.....	18
Discussion.....	18
References.....	18
Bijlage 2 - Berekening bèta-diversiteit tussen sloottypen.....	20
Bijlage 3 – Toets verschil diversiteit in soorten op basis van euclidische afstand.....	21
Toets.....	21
Toets keuze.....	21
Uitvoering Kruskal-Wallis test.....	21
Uitvoering Mann Whitney-U test.....	22

De spreiding binnen de sloottypen	23
Bijlage 4 - Shannon-Wiener index, T-test en Mann Whitney-U test	25
Index	25
Toets keuze.....	25
Uitvoering Kruskal-Wallis test	25
Uitvoering Mann Whitney-U test.....	26
De spreiding binnen de sloottypen	27
Bijlage 5 – Toetsing verschil in chemische variabelen.....	29
pH	29
Uitvoering Kruskal-Wallis test	29
Spreiding in pH-waarden	30
Egv	30
Uitvoering Kruskal-Wallis test	30
Verspreiding in Egv-waarden	31
Sliblaag.....	31
Uitvoering Kruskal-Wallis test	32
Mann Whitney-U test.....	32
Verspreiding in dikte sliblaag	33
Bijlage 6 – Canoco grafieken	35
CANOCO multivariate analyse.....	35
Locaties vs (Omgevings)factoren RDA.....	35
Locaties vs soorten RDA	36

Inleiding

Aanleiding

Poldersloten in Nederland hebben een slecht imago als het aankomt op waterkwaliteit en biodiversiteit. Al snel kan het beeld ontstaan van nutriëntrijke homogene sloten, met weinig ecologische waarde. Toch groeit de laatste jaren het inzicht in de potentiële waarde van poldersloten als leefgebied voor onder andere water- en oeverplanten, vissen, amfibieën en insecten. Poldersloten lijken daarmee een belangrijke bijdrage te kunnen leveren aan de biodiversiteit in landelijke gebieden. In dit onderzoek is gekeken naar de ruimtelijke verspreiding van de biodiversiteit in een polderdrainagesysteem. Het onderzoek is gebaseerd op het River Continuum Concept (RCC). Dit concept stelt dat in het stroomgebied van een rivier een aantal zones aan te wijzen zijn met hun eigen ecologische samenstelling, op basis van fysische- en chemische variabelen. Een polderdrainagesysteem heeft eenzelfde structuur als het stroomgebied van een rivier; middels een netwerk van sloten wordt water afgevoerd naar afvoerkanalen. En met het samenkomen van sloten groeit het waterlichaam in dimensie en verandert de chemische samenstelling. Met dit in gedachten zijn sloten van verschillende dimensies en op diverse locaties bemonstert op de aanwezige macrofauna en chemische variabelen. Zo kon worden bepaald of er een verband is te leggen tussen het type sloot en de ecologische samenstelling. Het onderzoek toont aan dat verschillende typen sloten op basis van soortensamenstelling en diverse chemische parameters van elkaar verschillen.

Leeswijzer

Dit onderzoek is een pilotstudie naar de ruimtelijke ecologische verspreiding binnen polders. Het onderzoek is vertaald in een artikel voor het vaktijdschrift H_2O . Dit rapport is een aanvulling op het artikel, waarin de opzet van het onderzoek, berekeningen en achtergrond informatie nader worden toegelicht. Het rapport is opgesplitst in twee delen, A en B.

Deel A: Dit deel bestaat uit het artikel, zoals deze wordt ingezonden naar het vakblad H_2O . Het artikel bestaat uit de beschrijving van het onderzoek en de bevindingen rondom de ecologische verspreiding in een polderdrainagesysteem. In het artikel wordt het RCC niet benoemd, omdat dit tot verwarring kan leiden onder de lezers en dit niet van belang is voor de uitkomst van het onderzoek.

Deel B: Dit deel bevat de toelichting op- en uitwerking van enkele berekeningen en achtergrond informatie in de vorm van bijlagen.

Bijlage 1 bestaat uit de achtergrond informatie waar het artikel op gebaseerd is. Hierin wordt ook het plan van aanpak beschreven.

Bijlage 2 beschrijft kort de alfa-, bèta- en gamma diversiteit van de verschillende sloottypen.

Bijlage 3 geeft de toets weer van het verschil in diversiteit in macrofauna tussen de verschillende sloottypen op basis van de euclidische afstand.

Bijlage 4 geeft de toets weer van het verschil in diversiteit in macrofauna tussen de verschillende sloottypen op basis van de Shannon-Wiener index.

Bijlage 5 geeft de toets weer van het verschil in chemische variabelen tussen de verschillende sloottypen.

Bijlage 6 geeft enkele grafieken van de multivariate analyse uit CANOCO weer.

DEEL A

Het artikel: Variatie in biodiversiteit in sloten binnen één polder

Mark van Heukelum, Wageningen Universiteit

Edwin Peeters, Wageningen Universiteit

Samenvatting

Met meer dan 250.000 km aan poldersloten en weteringen vormen de Nederlandse polders een uitgebreid potentieel leefgebied voor onder andere water- en oeverplanten, vissen, amfibieën en insecten. Toch worden poldersloten nog vaak slechts als uniforme transportwegen van eutroof water gezien en heeft de natuurfunctie binnen polders pas recentelijk meer aandacht gekregen. In het kader van een afstudeeropdracht van Wageningen Universiteit is onderzoek gedaan naar de ruimtelijke verspreiding van de biodiversiteit in één polder. Verschillen in slootdimensies, landgebruik en onderhoud en beheer hebben invloed op het watermilieu en daarmee op de waterfauna. Dit maakt dat een polderdrainagesysteem een hogere ecologische diversiteit heeft dan wellicht gedacht wordt. Juist de kleine poldersloten tonen een hoge ecologische potentie, mits het waterbeheer daarop weet te anticiperen. Dit artikel laat zien hoe en waar ecologische zones binnen de polder ontstaan die verschillen in rijkdom en variabiliteit.

Inleiding

Multifunctionele landschappen zijn van groot belang voor een klein land als Nederland. We willen optimaal gebruik maken van ruimte en tegelijk ruimte geven aan natuurlijke ontwikkeling van ecosystemen. Zo ook voor onze polders en in dit geval vooral het polderdrainagesysteem. Naast waterhuishouding krijgen poldersloten steeds meer functies. De basisfunctie van een polderdrainagesysteem is het kunstmatig handhaven van het waterpeil ²; gedurende natte perioden kan water door een efficiënt netwerk van sloten en greppels worden afgevoerd, terwijl gedurende droge perioden hetzelfde netwerk kan worden gebruikt om water aan te voeren. Een tweede functie is de polder als biologisch filter, welke de afvoer van nutriënten en pesticiden naar het boezemwater beperkt ²; planten nemen nutriënten op en vertragen waterafvoer, wat de afbraak van toxische stoffen kan versterken. Een derde functie van de polder, welke recentelijk meer aandacht krijgt, is het functioneren van de polder als natuurlijk ecosysteem ^{7,1}. Een polderdrainagesysteem kan een belangrijke bijdrage leveren aan de biodiversiteit door bijvoorbeeld het creëren van habitat voor zowel aquatische- als terrestrische organismen. Het faciliteert voedsel en schuilplaatsen te midden van intensief gecultiveerde landschappen en kan zo als verbindingszone functioneren in een groter geheel aan landschappen ^{9,2}. Om de natuurfunctie van een polder optimaal in te zetten is het belangrijk de ecologische diversiteit en verspreiding in de polder te kennen. Een polder wordt al snel gezien als eutroof en homogeen, maar dit lijkt vaak onterecht. De omstandigheden in de haarvaten van een polderdrainagesysteem kunnen erg van elkaar verschillen, terwijl de grotere wateren homogener zijn in omstandigheden ¹. In dit onderzoek wordt de ruimtelijke verspreiding van fysische en chemische eigenschappen van poldersloten en de daaraan gekoppelde ecologische samenstelling in een voorbeeldpolder bekeken. Aan de hand van deze observaties kan de ecologische diversiteit binnen het polderdrainagesysteem worden geïdentificeerd.

Biodiversiteit door heterogeniteit

Elke polder bestaat uit een gestructureerd netwerk van watergangen, welke in dimensie toenemen naarmate sloten samenkomen en ze verder stromen richting het afvoerpunt, zoals een gemaal ². In dat oogpunt lijkt een polder op een riviersysteem; het begint met kleine (tijdelijke) stroompjes hoog in de bergen (haarvaten), welke samenkomen en beken en riviertjes worden (zijsloten) en uiteindelijk grote rivieren vormen (brede transportsloten). Natuurlijk zijn er ook veel verschillen tussen een het stroomgebied van een polder of rivier, zoals de grootte van het stroomgebied, dynamiek, opbouw en management, maar het principe blijft gelijk. De haarvaten in de polder voeren water af dat van het land afstroomt of vanuit het grondwater omhoog komt en de chemische samenstelling is dus erg afhankelijk van lokale omstandigheden en landgebruik ¹. En elke keer wanneer twee waterlichamen bij elkaar komen kunnen de chemische- maar ook de fysische eigenschappen, zoals de dimensie, veranderen. Een grotere dimensie heeft o.a. invloed op de (fluctuatie in) watertemperatuur, zonlicht penetratie en op het voorkomen van vissen ⁴. Dit alles heeft invloed op plantengroei en predatie, wat op zijn beurt weer invloed heeft op de ecologische samenstelling van het water. Juist in de polder, waar op een relatief klein landoppervlak veel verschillende vormen van landgebruik kunnen plaatsvinden, is variatie tussen sloten in chemische samenstelling te verwachten. Ook is de verandering in slootdimensie erg abrupt, omdat op een enkel afvoerkanaal veel zijsloten uitstromen en deze dus van dusdanige grootte moet zijn dat het de afvoer van al deze zijsloten aankan. Sloten met verschillende dimensies en vegetatieontwikkeling ondersteunen aparte invertebratengroepen ². Vooral op plekken waar sloten samenkomen of waar een andere abrupte overgang plaatsvindt, is een verandering in ecologische samenstelling te verwachten ⁶.

Onderscheid in sloottypen

De verwachting is dat een polderdrainagesysteem kan worden opgedeeld in aparte sloottypen met een eigen typische ecologische diversiteit, gebaseerd op fysische eigenschappen. De meest duidelijke zones in het onderzoeksgebied zijn (1) haarvaten (<1 m breed); doodlopende greppels die deels droog kunnen vallen gedurende bepaalde perioden van het jaar, (2) kleinere, permanente sloten (<3 m breed); smallere, permanent watervoerende sloten en (3) brede transportsloten (>3 m breed); bredere sloten die vooral het water van aangrenzende sloten transporteren.

- 1) In haarvaten die droog kunnen vallen zullen vooral organismen voorkomen die een periode van droogte kunnen overleven, organismen die kunnen migreren en organismen die tijdelijk van water afhankelijk zijn. Er is weinig predatie door vis. Greppels worden hoofdzakelijk gevoed door kwel (in mindere mate oppervlakkige afstroming) en de verhouding oppervlakte waterbodem/watervolume is groot. Hierdoor kan de chemische samenstelling van haarvaten onderling en vergeleken met grotere sloten sterk verschillen.
- 2) Kleinere, permanente sloten zijn over het algemeen rijk aan vegetatie en faciliteren daarmee veel waterfauna door de aanwezigheid van voedsel en schuilplaatsen. Deze sloten vormen veruit het grootste deel van de watergangen in een polder en kunnen onderling behoorlijk verschillen in fysische en chemische eigenschappen.
- 3) Brede transportsloten verschillen in grote mate van kleinere sloten in fysische eigenschappen; door toenemende diepte en troebelheid neemt de aanwezigheid van macrofyten af, welke zich meer aan de kanten concentreren. De aanwezigheid van vis neemt toe en door vispredatie en gebrek aan schuilplaatsen neemt de aanwezigheid van amfibieën en bepaalde invertebraten daarmee af.

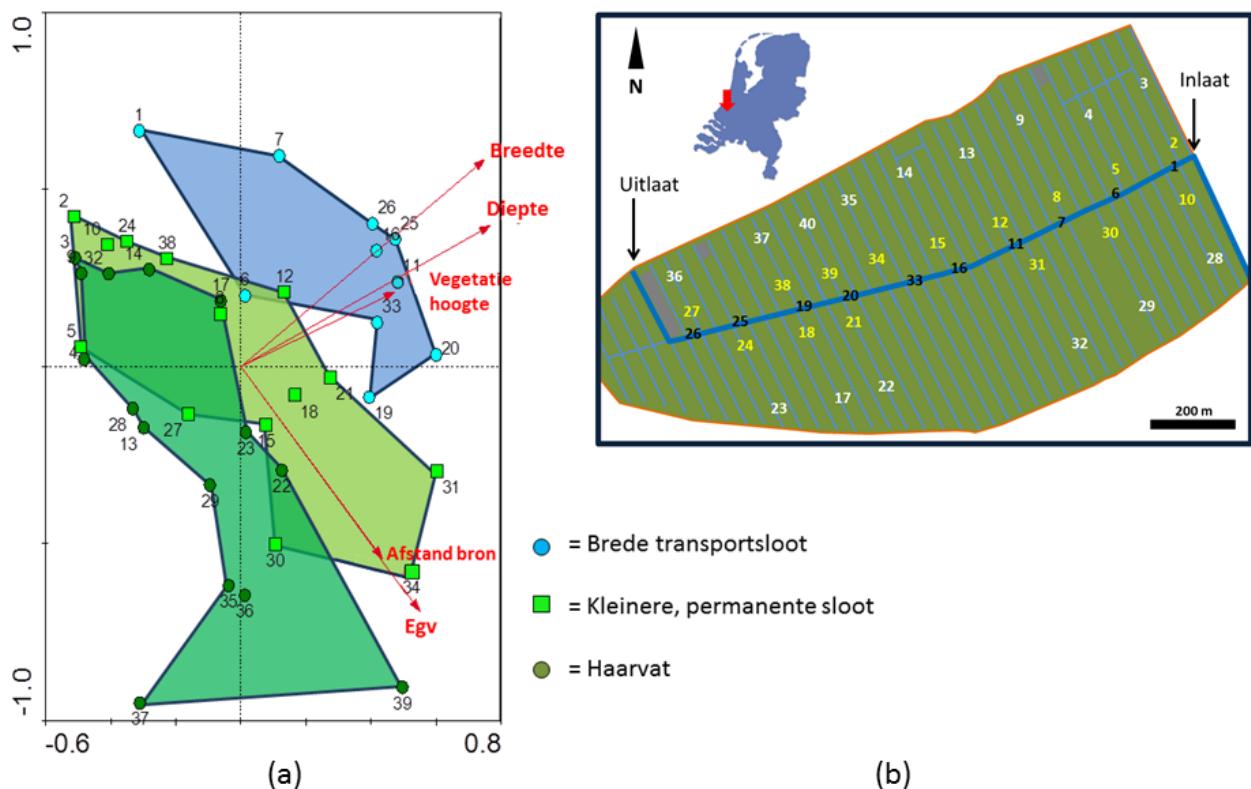
We verwachten dan ook dat de ecologische diversiteit binnen een polderdrainagesysteem ruimtelijk is verspreid, waarbij de brede transportsloten gemiddeld de hoogste soortenrijkdom hebben en de kleinere sloten en haarvaten de grootste variatie in soortensamenstelling vertonen en daarmee de hoogste totale soortenrijkdom bevatten.

Onderzoeksgebied

Het onderzoek vond plaats in de Geerpolder in Zoetermeer, een kleine polder met een oppervlakte van ongeveer 100ha en met 1 in- en 1 uitlaotpunt. De haarvaten in deze polder worden gevormd door de kopsloten, die dicht naar de brede transportsloot toe tot de kleinere, permanente sloten gerekend worden. De polder is twee keer bezocht; in het voorjaar (maart) en vroeg in de zomer (mei-juni) om zowel de vroeg- als later ontwikkelende organismen te vangen^{5, 4}. In totaal zijn 40 locaties in 16 sloten over de hele polder bemonsterd op fysische en chemische eigenschappen en op de samenstelling van de ongewervelde dieren die in het water leven (afbeelding 1b).

Resultaten

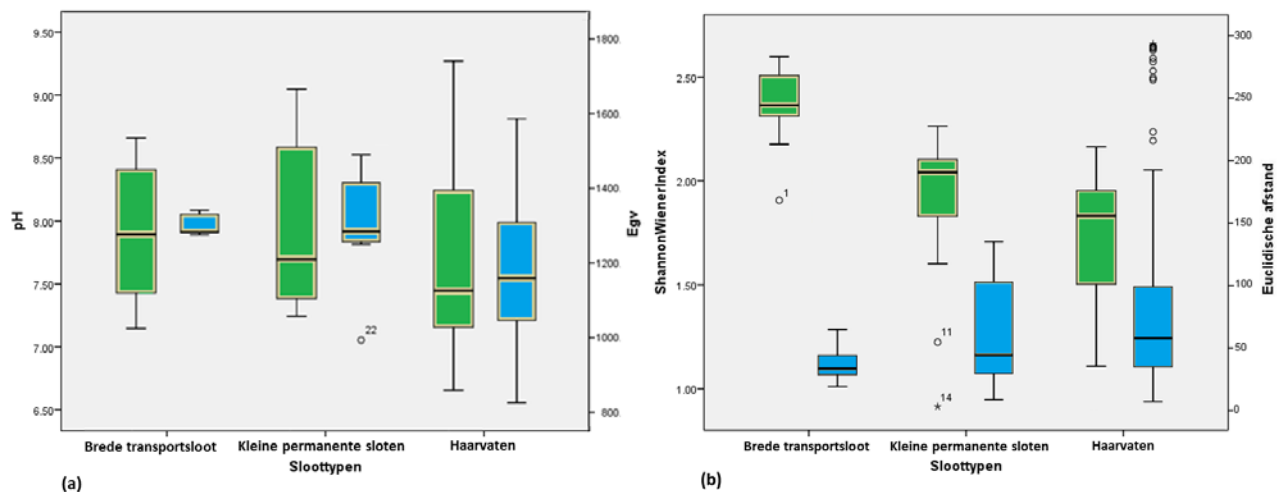
Op basis van de aanwezigheid en verspreiding van fauna onderscheiden de drie sloottypen zich van elkaar (Afbeelding 1a). De duidelijkste verschillen zijn zichtbaar tussen de brede transportsloot (+/- 7 meter breed) enerzijds en de haarvaten en kleinere, permanente sloten anderzijds. Maar ook de haarvaten en de kleinere, permanente sloten onderscheiden zich van elkaar maar in mindere mate. Dit beeld wordt bevestigd door de Shannon-Wiener Index, een maat voor biodiversiteit, die aangeeft dat het gemiddeld aantal soorten in de brede transportsloot significant hoger is dan in de andere sloten. Het verschil tussen de kleine, permanente sloten en de haarvaten is niet significant verschillend.



Afbeelding 2. (a) Grafische weergave van de resultaten van een multivariate analyse uitgevoerd met CANOCO waarbij de diversiteit van de macrofauna is gerelateerd aan een aantal omgevingsfactoren.

Ieder symbool met cijfer staat voor één locatie, waarbij het cijfer correspondeert met dat uit de rechter figuur. (b) Schets van de Geerpolder met de bemonsterde locaties; brede transportsloot (zwart), kleine permanente sloot (geel) en haarvaten (wit).

De fysische variabelen zijn niet significant verschillend tussen de sloottypen, maar er is wel veel meer variatie in de waarden voor de haarvaten en kleinere, permanente sloten dan voor de brede transportsloot (afbeelding 2a). Dit duidt op veel homogener levensomstandigheden in de brede transportsloot dan in de kleine, permanente sloten en haarvaten. De haarvaten en de kleinere permanente sloten hebben daarentegen een grotere heterogeniteit dan de monsters uit de brede transportsloot. Eenzelfde patroon is ook terug te zien in de macrofauna; meer soorten in de brede transportsloot en meer variatie in de haarvaten en kleine sloten (afbeelding 2b). De transportsloten hebben gemiddeld 1.5 keer meer soorten per locatie dan de kleinere sloten en haarvaten. Een kleinere sloot op zichzelf bevat relatief weinig soorten, maar door de hoge onderlinge variantie in soorten bevatten de zijsloten bij elkaar opgeteld meer soorten dan de transportsloten; in totaal zijn 32 soorten macrofauna gedetermineerd, waarvan 27 soorten in de transport- en 29 in de zijsloten voorkwam.



Afbeelding 3. (a) De grafiek toont de relatief homogene chemische omstandigheden in brede transportsloten en de toenemende heterogene omstandigheden naar de haarvaten (Groen=pH, Blauw=Egv). (b) Op de linker as de euclidische afstanden tussen de monsters van hetzelfde sloottype (Groen). Op de rechter as de Shannon-Wiener Index van monsters van hetzelfde sloottypen (Blauw). Statistische analyses tonen aan dat voor de euclidische afstanden de brede transportsloot significant lager scoort dan zowel de haarvaten als de kleine permanente sloten en dat deze laatste twee niet van elkaar verschillen. Voor de Shannon-Wiener Index is dit andersom; de brede transportsloot scoort significant hoger dan beide andere sloottypen.

De diversiteit aan fysische eigenschappen in de kleinere sloten zou in theorie een grotere diversiteit aan fauna kunnen faciliteren maar ook tot een grotere variatie in de macrofauna samenstelling. De Euclidische Afstanden tussen de monsters uit de brede transportsloot zijn gemiddeld genomen lager dan die voor de kleine, permanente sloten en haarvaten (afbeelding 2b). Dit betekent dat gemiddeld genomen de variatie tussen de monsters van de brede transportsloten kleiner is. Ook is de spreiding bij de transportsloten vele malen kleiner, indicierend dat de variatie veel kleiner is. Binnen de

haarvaten en kleine permanente sloten zijn dus sloten die op basis van de macrofauna zeer sterk op elkaar lijken, maar er zijn er ook die enorm van elkaar verschillen en dus weinig gemeen hebben.

Invloed van waterbeheer en landgebruik

De resultaten laten duidelijk zien dat er herkenbare ruimtelijke patronen in biodiversiteit zijn in de watergangen van de Geerpolder. Op basis van slootdimensie en de daaraan gekoppelde fysische eigenschappen is verschil in ecologische samenstelling te onderscheiden. Transportsloten tonen een hogere gemiddelde soortenrijkdom, maar de kleinere, permanente sloten en haarvaten hebben samen een hogere soortenrijkdom. Toch zijn de kleinere sloten minder divers ten opzichte van de bredere transportsloot dan we verwachtten. Mogelijk heeft dit te maken met het onderhoud; de kleinere sloten worden binnen deze polder jaarlijks gemaaid en met meer regelmaat gebaggerd, terwijl de transportsloot slechts eens in de circa 8 jaar wordt geschoond. Daarnaast worden de kleinere sloten meestal in één keer geschoond, zodat er geen permanente schuil- of rustplaatsen aanwezig zijn. Het ontbreken van meerjarige larven, zoals de larven van grote waterroofkevers, waterjuffers en libellen die vooral voorkomen in de transportsloot, lijkt dit mede te suggereren. De kleinere sloten lijken te weinig tijd te hebben om zich goed te ontwikkelen, terwijl ze wel ecologisch potentieel hebben. Dit bleek ook uit een project van Watermaatwerk en Hoogheemraadschap Rijnland, waar in samenwerking met lokale agrariërs een aangepast maairegime werd toegepast op poldersloten om de chemische en ecologische waterkwaliteit te verbeteren³. Door natuurvriendelijk schonen bleef een deel van de slootkantbegroeiing staan, wat leidde tot het behoud en/of het sneller herstellen van de ecologische situatie. Al binnen enkele jaren bleek de biodiversiteit sterk verbeterd. Een voorbeeld hoe met minimale inspanningen een groot resultaat behaald kan worden.

Praktische aanbevelingen

Dit onderzoek toont aan dat het polderdrainage systeem geen homogeen geheel is, maar dat sloten op basis van variatie in fysische en chemische omstandigheden, hoge ecologische diversiteit kunnen tonen. Dit is van belang bij het nastreven van natuurdoelen, een hoge biodiversiteit en/of een goede waterkwaliteit. Om deze doelen binnen de polders te stimuleren lijkt het zinvol om bij het praktische beheer te focussen op de kleinere sloten; deze vertonen een hoge onderlinge diversiteit, een hoge totale diversiteit en omvatten veruit het grootste deel van de watergangen. Onderzoeken naar de invloed van het type waterbeheer tonen aan dat met de juiste vorm van onderhoud de biodiversiteit verhoogd kan worden^{3, 8}. Maar het begint met de erkenning dat binnen een polder de ene sloot de andere niet is.

Literatuur

¹ Davies, B., Biggs, J., Williams, P., Whitfield, M., Pascale, N., Sear, D., Bray, S. & Maund, S. 2008 Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape. Elsevier. Agriculture, Ecosystems and Environment 125: 1-8

² Herzon, I. & Helenius, J. 2008 Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. Biological Conservation 141: 1171-1183

³ Hoogheemraadschap van Rijnland 2010 Pilot "Met maatwerk naar natuurlijk water, Rijnland en agrariërs samen aan zet" – Evaluatierapport 2008-2010

⁴ Minshall, C.W., Petersen, R.C., en Nimz, C.F. 1985 Species richness in streams of different size from the same drainage system. *The American Naturalist* 125: 16-38

⁵ Pauw, N. de & Vannevel, R. 1993 Dossiers Stichting Leefmilieu 11: Macro-invertebraten en waterkwaliteit. Stichting Leefmilieu, Antwerpen.

⁶ Rice, S.P., Greenwood, M.T. & Joyce, C.B. 2001 Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organisation of macroinvertebrate fauna along river systems. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 58: 824-840

⁷ Simon, T.N. & Travis, J. 2011 The contribution of man-made ditches to the regional stream biodiversity of the new watershed in the Florida panhandle. *Hydrobiologica* 661: 163-177

⁸ Staro Natuur en Buitengebied rapportnr. 10-0140. 'Fauna is niet te missen'.

⁹ Stammer, K.L, McLaughlin, R.L. & Mandrak, N.E. 2008 Streams modified for drainage provide fish habitat in agricultural areas. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 65: 509-522

DEEL B

Bijlage 1 – Achtergrond informatieve en plan van aanpak

Voorafgaande aan het veldonderzoek is een literatuurstudie uitgevoerd. Deze bijlage bestaat uit de literatuurstudie, de hypothese voor de situatie in de polder en het plan van aanpak. Deze bijlage is toegevoegd omdat de informatie hierin beschreven de basis vormt voor het artikel uit deel A.

Introduction

The basic function of the polder drainage system is the artificial removal of water from agricultural landscapes (Herzon and Helenius 2008); during wet periods and/or severe runoff surplus water can be removed efficiently through a network of ditches, while during dry periods the same network can be used to supply water to the system to maintain an critical groundwater level. When it became clear that wastewater originating from agricultural fields were responsible for damaging natural river ecosystems, due to the excess of nutrients and toxins (herb- and insecticides), the function of biological filter was acknowledged (Herzon and Helenius 2008); macrophytes take up nutrients and slow down the water discharge, which enhances sunlight to break down toxins. A third function is of more recent relevance, namely the agricultural drainage systems being a natural ecosystem (Simon and Travis 2011). In a densely populated country like the Netherlands a multifunctional landscape is a necessity in order to make optimal use of the landscape, while at the same time giving room to the natural development of ecosystems. Agricultural land is used intensively for food production, but at the same time it can provide an habitat for a number of organisms; field margins encourage the growth of a variety of plants, which in their turn attract insects, birds and mammals; adjusting the grass mowing scheme enables the black-tailed godwit (*Limosa limosa*) to survive and reproduce; and planting tree rows alongside the field creates an habitat for all kinds of insects, birds and mammals. Although agricultural drainage systems can contain high amounts of nutrients and toxins, research has shown that they can also provide an important habitat for organisms and contribute to the biodiversity. For example, Stammler *et al.* (2008) recommend that drains continue to be recognized as fish habitat and Herzon and Helenius (2008) reviewed that drainage ditches provide valuable habitats for both aquatic and terrestrial organisms, supply unique food sources within intensively managed cropfields and perform connectivity functions within a wider landscape.

There are several types of drainage systems, depending on the location and function, but they all consist of a structured network of field ditches that increase in size further 'downstream' the catchment area as collection ditches, towards the water outflow point (Herzon and Helenius 2008). In that sense, a drainage system is much like a river system; it starts with the small (temporarily) headwaters up in the mountains (small ditches), all the way down to one or several large rivers (large channels). Vannote *et al.* (1980) saw there was a continuous gradient in the physical conditions (width, depth, velocity, flow volume, temperature and entropy gain) of a river system and reasoned that under these different conditions a different composition of aquatic organisms is expected. They created the 'River Continuum Concept' that distinguishes 3 regions in a river system (headwaters, medium-sized streams and large rivers) and predicted what types of aquatic organisms could be expected in these regions. Ward and Stanford (1983) suggested that on a large scale the river system might be like a continuous gradient in physical conditions, but on a small scale it physical conditions can change rapidly or even co-occur in the same habitat. For instance, a large rock can alter stream conditions and a sharp curve in the river will create a high flow velocity in the outer- and a low flow

velocity in the inner curve, resulting in a possible co-existence of collectors, shredders and scrapers (Bretschko 1995). Also, the presence of lakes within the river system will alter flow velocity and particle transport tremendously and create a whole different habitat (Hillbricht-Ilkowska 1999; Welker and Walz 1999). Finally, physical characters of the main stream can change abruptly by the introduction of a side stream (tributary confluences) (Rice *et al.* 2001). Poole (2002) suggests that the continuity of a river depends on which scale you look at it, but no river is a complete continuum. Since the polder drainage system resembles a lot to a river system in shape and function, we can consider to apply a similar concept to predict whether we can expect typical community compositions in different parts of the polder. Ditches of different sizes and vegetation succession will support distinct invertebrate communities (Herzon and Helenius 2008). Especially sites where water discharge from field ditches is introduced into a main collection ditch can alter the aquatic communities abruptly (Rice *et al.* 2001).

Although we will try to apply a similar concept to the polder, it is obvious that there are some major differences between a polder and a river system:

- *Scale and structure*; there is a huge difference in scale between a river and a polder system. A river can have a catchment of hundreds of square kilometers and cross several countries, while a polder can be as small as a few hectares. This will reduce the difference in physical conditions from head to base, like sediment size, velocity, altitude and ditch size. Moreover, due to the high connectivity of the polder ditches and the relative small catchment area, the migration ability of aquatic organisms is high (Herzon and Helenius 2008), which might reduce the difference between community compositions.
- *Shape and structure*; the shape of the polder drainage system is completely organized; ditches often run parallel to each other, in a straight line and have and do not change in width. In that sense, on a small scale a polder ditch is less discontinuous than a natural flowing river, like Ward and Stanford (1983) stated. Still, the transition from one ditch to another is often abrupt; many small ditches are connected to one larger ditch that discharges the water further downstream. Sometimes these transition zones are even more abrupt due to sluices. So, on those locations the change is rather discontinuous.
- *Shade*; one of the major parameters that determines the River Continuum Concept is light penetration and thereby primary production. In the upper region primary production is limited due to the shading effect of the surrounding vegetation, which distinguishes this region from the medium-sized streams where the shading effect is minimal and primary production much larger (Vannote *et al.* 1980). The polder primarily consists of grass- or cropland, so the shading effect is very low. Even more so, grassy vegetation has a dense root system, which prevents erosion (Lyons *et al.* 2000) and thereby turbidity. This means that, in contrast to a river system, primary production in the 'upper region' of the polder is high (Lyons *et al.* 2000; DeLong and Brusven 1998). Furthermore, shade reduces the water temperature fluctuations, so in the small ditches of the polder temperature will fluctuate much more, which can alter the biological communities (Lyons *et al.* 2000).
- *Management*; due to the drainage function ditches are being managed to prevent them from sludging. In order to do so, measures like dredging are applied, which will remove sludge and macrophytes. Also, during dry summer months the function of polder ditches may change from drainage to irrigation. This way the flow direction will be reversed, compared to a river

system going 'upstream'. All these human induced disturbances will affect the aquatic communities.

Still, on a broad scale a polder drainage system and a river catchment system resemble a lot in form and function; they drain the excessive water from a landscape by small streams or ditches, which all together grow into larger channels or rivers. On a smaller scale these systems differ a lot in terms of scale, shape and structure. As a consequence, if there are predictable distinct aquatic communities within a polder system, an adapted concept has to be made.

Hypothese

Agricultural wastewater causes eutrophication problems in rivers downstream, so what can we expect of the biological community within the drainage system itself? Generally, eutrophication creates a more homogeneous environment, which favors the generalist species and lets the more specialist species disappear (DeLong and Brusven 1998). Due to the high nutrient load macrophytes and algae can grow fast during the summer months, depleting dissolved oxygen at night and reduce the water flow (Lyons *et al.* 2000). Furthermore, the high nutrient load will stimulate the growth of duckweed (*Lemna minor*), which can create a permanent anoxic environment. Not only eutrophication, but also the absence of riparian vegetation in the 'upper reach' (smallest ditches) of the drainage system can cause a decrease in the biodiversity; due to the lack of litter input heterotrophic production is low and there are hardly any shredders in the aquatic community (DeLong and Brusven 1998). The shift from the consumption of leaf detritus upstream to the consumption of amorphous detritus downstream is what normally determines for a large part the shift in the aquatic communities in a river drainage system (Rosi-Marshall and Wallace 2002). Due to the lack of shade the autotrophic production is relatively high and the temperature fluctuation is much larger, which can alter both the water quality and biota (Lyons *et al.* 2000). However, there are many factors within the polder drainage system that can stimulate biodiversity as well. For example, due to the lack of riparian vegetation the aquatic vegetation is able to flourish, which creates a habitat, food and shelter for many fish and invertebrate species (Simon and Travis 2011). Also, environmental heterogeneity will enhance species diversity (Minshall *et al.* 1985), so it can be expected that polder management measures, like dredging, will disturb the environment and set back succession. Finally, a river stream is an heterogeneous habitat with many microhabitats and therefore have a relatively high number of species, which will lead to a spatially homogeneous community within this river reach (Minshall *et al.* 1985). This could mean that polder drainage ditches, that are relatively homogeneous in shape and structure but can diver much from one another, have a spatially heterogeneous community.

How rich polder drainage ecosystems are compared to river drainage ecosystems is not the issue; in this study we try to develop a common concept to predict community compositions in polder drainage systems. We expect that, like a river drainage system, the polder drainage system can be divided into separate regions with its own typical aquatic community, based on the physical conditions. The largest division is to be found between small ditches that fall dry during some part of the year, the medium sized ditches (<1meter wide) with permanent water, the medium sized ditches (<2,5 meter wide) and the larger channels (2,5> meter wide).

- The ditches that fall dry during some part of the year can only contain organisms that can survive drought, like mollusks (Foeckler *et al.* 1991), organisms that can migrate, like water

beetles, and organisms that are only temporarily dependent on water, like mosquito larvae and amphibians (Herzon and Helenius 2008). Organisms like macrophytes, fish and invertebrates that are dependent on water all year round are not expected. The dominant type of invertebrates are Collectors, because there is no external litter input for shredders nor much primary production like algae for scrapers to feed on.

- Medium-sized ditches (<2,5 meter wide) with permanent water are expected to have a rich macrophyte community, and therefore contain many animal species due to the providence of food and shelter. At the same time, in case of high nutrient loading, this region is most fragile towards duckweed invasions, because wind will not have enough fetch to clear the water surface. The dominant type of organisms depends much on the state of the ditch; in the presence of duckweed (*lemna minor*) some anoxic tolerant species will occur; in an algae dominated ditch collectors will be dominant, because the filter particulate organic matter from the water column and the sediment, followed by scrapers that can shear attached algae; in a macrophyte dominated ditch scrapers will be dominant, feeding on detritus and algae attached on the macrophyte leaves. Shredders will be present in smaller densities, feeding on macrophyte decay.
- Larger channels (>2,5 meter wide) differ a lot in physical conditions; increased depth and turbidity can reduce the macrophyte community, which will mainly remain at the sides of the channel. Due to fish predation and lack of shelter, amphibians and certain invertebrate species will be less abundant or even absent. Due to decreased sunlight penetration, this region will have an increased heterotrophic production. The dominant invertebrate species will be collectors, feeding on organic particles both in the water column and the sediment, originating from 'upstream' sources. Both scrapers and shredders are present in smaller densities, due to the relative small amount of macrophytes.

Shredders → utilize coarse particulate organic matter (CPOM>1mm) (dependence on associated microbial biomass). (many in HW, less in MS, none in LR)

Collectors → filter transport or gather from sediment fine particulate organic matter (FPOM 50um-1mm) (dependence on associated microbial biomass). (many in HW, more in MS, most in LR)

Scrapers (grazers) → shearing attached algae. (few in HW, many in MS, none in LR)

Invertebrate predators → feed on invertebrates (same quantity throughout river)

General hypothesis: The ecological functioning of polder drainage systems is similar to the ecological functioning of a river drainage system.

Materials and Methods

The polder will be visited twice during the research period; early spring (march) and early summer (may-june) in order to capture both the early and late developing organisms as well (Pauw and Vannevel 1993; Minshall *et al.* 1985). Ditches of different sizes and locations in the drainage system will be sampled for physical parameters and the aquatic community.

Parameters

The following measurements will be performed:

- *Dimension*; the width and depth of all sampled ditches will be measured with a scale and will be based on the average of several measurements per ditch.

- *Sludge*; the thickness of the organic layer on the bottom of a ditch will be measured. This can explain chemical conditions and predict the intensity of water management.
- *Conductivity/pH*; with a simple measurement device the conductivity and pH will be measured on all the sample locations. These parameters are important, because invertebrate richness and diversity have been negatively correlated with pH in headwater streams (Simon and Travis 2011).
- *Temperature and Oxygen*; for every ditch dimension oxygen and temperature will be measured for a period of 24hr, in order to measure the daily fluctuation. A logger will be used, so the levels are measured and stored continually.
- *Biological community*; all locations will be sampled for indicator invertebrate species to determine the biological community. The invertebrate sampling will be performed according to the method presented by Pauw and Vannevel (1993) for constructing a quality index; samples will be collected by using a square net (30x20cm) with a pouch of 50cm deep and a mesh width of 0.5mm. The sample distance is 5-10 meters, in order to measure at least 1.5m². The net is moved shock wise through and over the bottom. Invertebrates will be determined by the eye or taken to the laboratory.
- *Vegetation map*; a rough vegetation map will be constructed, showing both species and vegetation cover.

Field measurements

I will start with a pilot study that consists of a field trip and a map study, in order to get a clear view on the connectivity, ditch size variation and a general view of the field situation. During this pilot study a few water samples will be taken to measure the conductivity and pH, in order to further determine the strategy.

The first field measurement will most likely exist of the following measurements:

- *Conductivity/pH*;
- *Dimension*;
- *Turbidity*;

During the measurements attention will be paid to general visual characters, like reddish precipitation on the bottom (Iron Oxide), surrounding field activities and the presence of fauna. Other measurements will not be useful at this time, because the daily fluctuation in temperature and oxygen is still low and the aquatic vegetation has yet to grow. Depending on these measurements more polder drainage system can be chosen in order to strengthen the theory of a polder discontinuum concept.

The second field measurement will consist of the following measurements:

- Conductivity/pH
- Dimension (width/depth)
- Turbidity
- Biological community (indicator invertebrate species)
- Daily temperature fluctuation
- Vegetation map (cover and species)

Indicator species

In order to determine different regions and biological communities within a polder drainage system I use indicator species that represent the physical conditions. Molluscs are frequently considered and applied as reliable bioindicators (Foeckler *et al.* 2006). Foeckler *et al.* (2006) have classified them into four separate groups, depending on the quality of the water.

- Snails
- Caddis larvae
- Dragonfly larvae
- Damselfly larvae
- Vlokreft/waterkevers/waterschorpioen/staafwants/rugzwemmer/bootsmannetje

Beside invertebrates I will also look at amphibians, because they are easy to find and catch, they are believed to be dependent on fishless ditches (Herzon and Helenius 2008), they play an important in a ditch ecosystem.

Results

The results of this research are presented in an article.

Discussion

Until now this research has focused on only one polder drainage system. This system has been sampled intensively and shows that even in a small polder drainage system with only two different ditch types ecological heterogeneity is present. Whether these results are general applicable has to be proven by further research. It seems likely that within large polder drainage systems, with ditches of many dimensions, the spatial diversity will only increase.

The research period in the field took several days. During one of these days it rained heavily, which resulted in increased water run-off from the fields. This affected the chemical variables, especially EgV.

References

Bretschko, G. 1995 River/land ecotones: scales and patterns. *Hydrobiologia* 303: 83-91

Daldorph and Thomas 1991

Davies, B., Biggs, J., Williams, P., Whitfield, M., Pascale, N., Sear, D., Bray, S. & Maund, S. 2008 Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape. Elsevier. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 125: 1-8

Delong, M.D. and Brusven, M.A. 1998 Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. *Environmental Management* 22: 445-457

Foeckler, F., Deichner, O., Schmidt, H. and Castella, E. 2006 Suitability of molluscs as bioindicators for meadow- and floodplain-channels of the Elbe-floodplains. *International Review of Hydrobiology* 91: 314-325

Herzon, I. & Helenius, J. 2008 Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological Conservation* 141: 1171-1183

- Hillbricht-Ilkowska, A. 1999 Shallow lakes in lowland river systems: Role in transport and transformations of nutrients and in biological diversity. *Hydrobiologia* 408/409: 349-358
- Lyons, J., Trimble, S.W. and Paine, L.K. 2000 Grass versus trees: managing riparian areas to benefit streams of central north America. *Journal of the American water resource association* 36: 919-930
- Minshall, C.W., Petersen, R.C., en Nimz, C.F. 1985 Species richness in streams of different size from the same drainage system. *The American Naturalist* 125: 16-38
- Pauw, N. de & Vannevel, R. 1993 Dossiers Stichting Leefmilieu 11: Macroinvertebrates and water quality. Stichting Leefmilieu, Antwerp.
- Poole, G.C. (2002) Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biology* 47: 641-660
- Rice, S.P., Greenwood, M.T. & Joyce, C.B. 2001 Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organisation of macroinvertebrate fauna along river systems. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 58: 824-840
- Rosi-Marshall, E.J. and Wallace, J.B. 2002 Invertebrate food webs along a stream resource gradient. *Freshwater Biology* 47: 129-141
- Simon, T.N. & Travis, J. 2011 The contribution of man-made ditches to the regional stream biodiversity of the new watershed in the Florida panhandle. *Hydrobiologia* 661: 163-177
- Stammler, K.L., McLaughlin, R.L. & Mandrak, N.E. 2008 Streams modified for drainage provide fish habitat in agricultural areas. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 65: 509-522
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. and Cushing, C.E. (1980) The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 37: 130-137
- Ward, J.V. and Stanford, J.A. 1983 The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. *Regulated rivers research & management* 10: 159-168
- Welker, M. and Walz, N. 1999 Plankton dynamics in a river-lake system – on continuity and discontinuity. *Hydrobiologia* 408/409: 233-239

Bijlage 2 - Berekening bèta-diversiteit tussen sloottypen

De diversiteit kan worden verdeeld in alfa-, bèta- en gamma diversiteit*.

Alfa diversiteit: de diversiteit aan soorten in één (type) locatie

Beta diversiteit: het verschil in verandering in diversiteit tussen twee (type) locaties

Gamma diversiteit: de totale diversiteit van de locaties opgeteld

De bèta-diversiteit kan een maat zijn voor de similariteit tussen twee habitats. Het geeft het aantal soorten weer dat uniek is voor beide locaties. Daarmee kunnen meerdere habitats vergeleken worden, door aan de hand van de onderlinge bèta-diversiteit de mate van verschil te bepalen.

Bijvoorbeeld: wanneer de bèta-diversiteit tussen locatie A en B 10 is en tussen A en C 5, dan verschilt A meer in diversiteit van B dan van C.

De bèta-diversiteit wordt berekent met de volgende formule:

$$\beta = (S1 - x) + (S2 - x)$$

β = bèta-diversiteit

S1 = totaal aantal soorten in locatie 1

S2 = totaal aantal soorten in locatie 2

x = aantal soorten dat zowel op locatie 1 als 2 voorkomt

De waarden voor bèta tussen de verschillende sloottypen staat weergegeven in onderstaande tabel.

Beta-diversiteit tussen de volgende sloottypen	
Grote transportsloot – kleine, permanente sloten	11
Grote transportsloot – haarvaten	7
Kleine permanente sloten – haarvaten	4

De data laat zien dat de grote transportsloot in soortendiversiteit meer verschilt van de kleine permanente sloten dan van de haarvaten. De kleinere sloottypen zijn meer gelijk aan elkaar dan aan de grote transportsloot.

*De berekening is gebaseerd op onderstaande literatuur en uitgevoerd op de wijze zoals wordt voorgedaan op de site <http://cnx.org/content/m12147/latest/>.

Meffe, G.K., L.A. Nielsen, R.L. Knight, and D.A. Schenborn. (2002). *Ecosystem management: adaptive, community-based conservation*. Washington, D.C., U.S.A: Island Press.

Whittaker, R.H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213-251

Bijlage 3 – Toets verschil diversiteit in soorten op basis van euclidische afstand

Toets

De euclidische afstand geeft de mate van gelijkheid aan tussen meetpunten. Door deze mate van gelijkheid te toetsen tussen verschillende sloottypen kan worden bekeken of deze van elkaar verschillen.

Toets keuze

Toets: numerieke gegevens, meer dan twee ongepaarde groepen.

Parametrisch (Variantie-test) of niet-parametrisch (Kruskal-Wallis test), afhankelijk van normaliteit.

Tests of Normality							
Sloottypen		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
EuclidischeAfstand	1.00	.111	45	.200 [*]	.965	45	.191
	2.00	.184	105	.000	.883	105	.000
	3.00	.231	92	.000	.765	92	.000

a. Lilliefors Significance Correction

*. This is a lower bound of the true significance.

Sloottype 1: Grote transportsloten

Sloottype 2: Permanente kleine sloten

Sloottype 3: Haarvaten

De data is niet normaal verdeeld. Daarom kies ik de Kruskal-Wallis test.

Uitvoering Kruskal-Wallis test

Ranks			
Sloottypen		N	Mean Rank
EuclidischeAfstand	1.00	45	83.67
	2.00	105	123.53
	3.00	92	137.68
Total		242	

Test Statistics ^{a,b}	
	EuclidischeAfst and
Chi-Square	18.150
df	2
Asymp. Sig.	.000

a. Kruskal Wallis Test

b. Grouping Variable:

Sloottypen

De Kruskal-Wallis test toont aan dat er een significant verschil in de euclidische afstand is en daarmee in diversiteit.

De 'Mean Rank' van sloottype 3 en 4 liggen vrij dicht bij elkaar, dus ik wilw eten of ook deze verschillend zijn van elkaar. Daarom voer ik een non-parametrische test uit voor 2 ongepaarde groepen: de Mann Whitney-U test.

Uitvoering Mann Whitney-U test

		Ranks		
	Sloottypen	N	Mean Rank	Sum of Ranks
EuclidischeAfstand	2.00	105	93.83	9852.50
	3.00	92	104.90	9650.50
	Total	197		

Test Statistics ^a	
	EuclidischeAfst and
Mann-Whitney U	4287.500
Wilcoxon W	9852.500
Z	-1.359
Asymp. Sig. (2-tailed)	.174

a. Grouping Variable: Sloottypen

Deze test toont aan dat er geen significant verschil is in diversiteit tussen de kleinere sloten.

Dezelfde test tussen de grote transportsloot en twee type kleine sloten toont wel een significant verschil:

		Ranks		
	Sloottypen	N	Mean Rank	Sum of Ranks
EuclidischeAfstand	1.00	45	58.70	2641.50
	2.00	105	82.70	8683.50
	Total	150		

**Significant verschil
tussen de grote
transportsloten en de
permanente kleine
sloten.**

Test Statistics ^a	
	EuclidischeAfst and
Mann-Whitney U	1606.500
Wilcoxon W	2641.500
Z	-3.100
Asymp. Sig. (2-tailed)	.002

a. Grouping Variable: Sloottypen

Ranks

	Sloottypen	N	Mean Rank	Sum of Ranks
EuclidischeAfstand	1.00	45	47.97	2158.50
	3.00	92	79.29	7294.50
	Total	137		

Test Statistics^a

	EuclidischeAfst and
Mann-Whitney U	1123.500
Wilcoxon W	2158.500
Z	-4.338
Asymp. Sig. (2-tailed)	.000

a. Grouping Variable: Sloottypen

Significant verschil tussen de grote transportsloten en de haarvaten.

De spreiding binnen de sloottypen

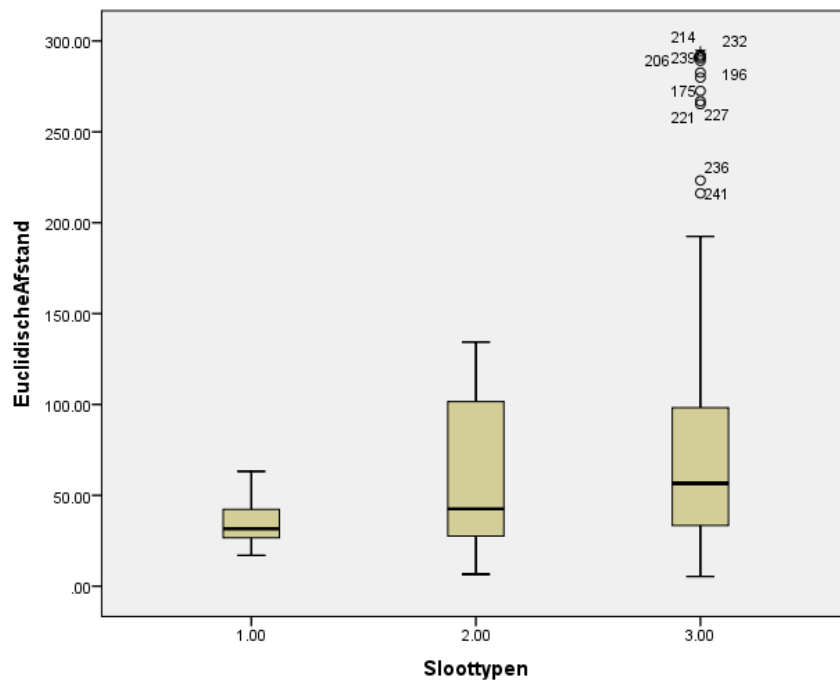
Naast de gemiddelde diversiteit is het belangrijk om naar de spreiding in diversiteit te kijken, omdat dit aangeeft of sloten onderling homogeen zijn of juist heterogeniteit vertonen. Door de data te splitten (split cases) naar sloottypen en via descriptives > frequencies > Variance aan te klikken, kan de variantie worden bekeken.

Statistics^a

1)	N	Valid	45
		Missing	0
	Mean		34.3915
	Std. Deviation		11.15507
	Variance		124.435
2)	N	Valid	105
		Missing	0
	Mean		61.5908
	Std. Deviation		40.68263
	Variance		1655.077
3)	N	Valid	92
		Missing	0
	Mean		86.4630
	Std. Deviation		80.84178
	Variance		6535.393

De variantie is het kleinst in de grote transportsloten. De variantie in de kleine sloten is een stuk groter, waarin de haarvaten de grootste variantie vertonen.

De explore optie laat ook zien hoe de waarden van de sloottypen zich t.o.v. elkaar verhouden in de onderstaande grafiek.



Bijlage 4 - Shannon-Wiener index, T-test en Mann Whitney-U test

Index

De Shannon-Wiener index wordt de diversiteit van soorten bepaald. Deze index loopt van een lage biodiversiteit (1,5) tot een hoge biodiversiteit (3,5).

Toets keuze

Toets: numerieke gegevens, meer dan twee ongepaarde groepen.

Parametrisch (Variantie-test) of niet-parametrisch (Kruskal-Wallis test), afhankelijk van normaliteit.

Tests of Normality							
Sloottypen		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
ShannonWienerIndex	1	.221	10	.181	.910	10	.283
	2	.147	15	.200 [*]	.955	15	.601
	3	.234	13	.050	.827	13	.015

a. Lilliefors Significance Correction

*. This is a lower bound of the true significance.

Sloottype 1: Grote transportsloten

Sloottype 2: Haarvaten

Sloottype 3: Permanente kleine sloten

Alleen sloottype 3 is normaal verdeeld. De andere sloottypen zijn niet normaal verdeeld. Daarom kies ik de Kruskal-Wallis test.

Uitvoering Kruskal-Wallis test

Ranks			
Sloottypen		N	Mean Rank
ShannonWienerIndex	1	10	32.00
	2	15	12.93
	3	13	17.46
	Total	38	

Test Statistics ^{a,b}	
	ShannonWiener Index
Chi-Square	18.327
df	2
Asymp. Sig.	.000

a. Kruskal Wallis Test

b. Grouping Variable:

Sloottypen

De Kruskal-Wallis test toont aan dat er een significant verschil in de Shannon-Wiener Index is en daarmee in diversiteit.

De 'Mean Rank' lijken van elkaar te verschillen. Toch wil ik weten of er ook een significant verschil is tussen de kleine sloten, aangezien dit niet het geval was bij de euclidische afstand. Daarom voer ik een non-parametrische test uit voor 2 ongepaarde groepen: de Mann Whitney-U test.

Uitvoering Mann Whitney-U test

Ranks				
	Sloottypen	N	Mean Rank	Sum of Ranks
ShannonWienerIndex	2	15	12.60	189.00
	3	13	16.69	217.00
	Total	28		

Test Statistics ^b	
	ShannonWiener Index
Mann-Whitney U	69.000
Wilcoxon W	189.000
Z	-1.313
Asymp. Sig. (2-tailed)	.189
Exact Sig. [2*(1-tailed Sig.)]	.201 ^a

a. Not corrected for ties.

b. Grouping Variable: Sloottypen

Deze test toont aan dat er geen significant verschil is in diversiteit tussen de kleinere sloten.

Dezelfde test tussen de grote transportsloot en twee type kleine sloten toont wel een significant verschil:

Ranks				
	Sloottypen	N	Mean Rank	Sum of Ranks
ShannonWienerIndex	1	10	20.00	200.00
	2	15	8.33	125.00
	Total	25		

Test Statistics ^b	
	ShannonWiener Index
Mann-Whitney U	5.000
Wilcoxon W	125.000
Z	-3.883
Asymp. Sig. (2-tailed)	.000
Exact Sig. [2*(1-tailed Sig.)]	.000 ^a

a. Not corrected for ties.

b. Grouping Variable: Sloottypen

Significant verschil tussen de grote transportsloten en de haarvaten.

Ranks				
Sloottypen		N	Mean Rank	Sum of Ranks
ShannonWienerIndex	1	10	17.50	175.00
	3	13	7.77	101.00
	Total	23		

Test Statistics ^b	
	ShannonWiener Index
Mann-Whitney U	10.000
Wilcoxon W	101.000
Z	-3.411
Asymp. Sig. (2-tailed)	.001
Exact Sig. [2*(1-tailed Sig.)]	.000 ^a

a. Not corrected for ties.

b. Grouping Variable: Sloottypen

Significant verschil tussen de grote transportsloten en de permanente kleine sloten.

De spreiding binnen de sloottypen

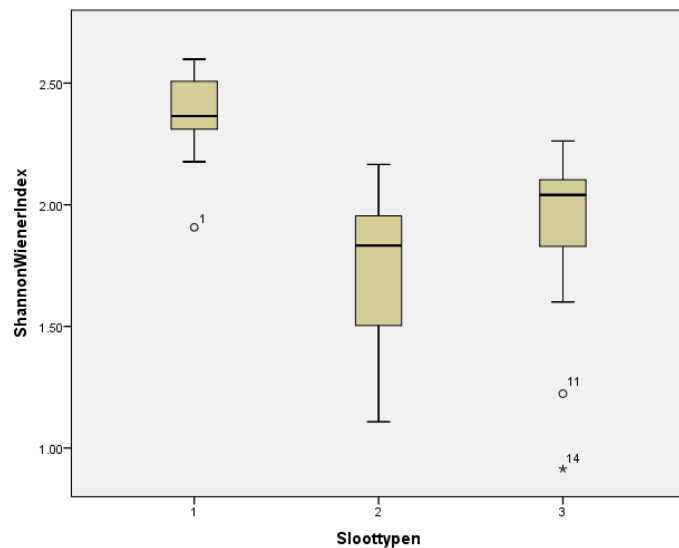
Naast de gemiddelde diversiteit is het belangrijk om naar de spreiding in diversiteit te kijken, omdat dit aangeeft of sloten onderling homogeen zijn of juist heterogeniteit vertonen. Door de data te splitten (split cases) naar sloottypen en via descriptives > frequencies > Variance aan te klikken, kan de variantie worden bekeken.

Statistics			
ShannonWienerIndex			
1	N	Valid	10
		Missing	0
	Mean		2.3501
	Std. Deviation		.19822
	Variance		.039
2	N	Valid	15
		Missing	0
	Mean		1.7457
	Std. Deviation		.30156
	Variance		.091
3	N	Valid	13
		Missing	0
	Mean		1.8644
	Std. Deviation		.39849

Variance	.159
----------	------

De variantie is wederom het kleinst in de grote transportsloten. De variantie in de kleine sloten is een stuk groter, waarin ditmaal de permanente kleine sloten de grootste variantie vertonen.

De explore optie laat ook zien hoe de waarden van de sloottypen zich t.o.v. elkaar verhouden in de onderstaande grafiek.



Bijlage 5 – Toetsing verschil in chemische variabelen

Gedurende het veldwerk zijn diverse chemische variabelen gemeten. Deze selectie van variabelen geeft de variatie in chemische samenstelling van de sloottypen weer. Een aantal van deze variabelen zullen getoetst worden op het verschil in waarden tussen sloottypen. Ook zal de sliblaag worden getoetst. De dikte van de sliblaag geeft o.a. een indicatie voor de bagger/beheerintensiteit. De volgende variabelen worden bekeken:

- pH
- Egv (de waarden na een regenachtige dag)
- Sliblaag

pH

Het betreft 3 ongepaarde groepen. Eerst wordt getest of de groepen normaal verdeeld zijn.

Tests of Normality							
Sloottypen		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
pH	1	.147	10	.200 [*]	.932	10	.465
	2	.158	15	.200 [*]	.935	15	.318
	3	.279	14	.004	.848	14	.021

a. Lilliefors Significance Correction

*. This is a lower bound of the true significance.

Sloottype 1: Grote transportsloten

Sloottype 2: Haarvaten

Sloottype 3: Permanente kleine sloten

Alleen groep 3 is normaal verdeeld, dus ik kies voor de Kruskal-Wallis test.

Uitvoering Kruskal-Wallis test

Ranks			
Sloottypen		N	Mean Rank
pH	1	10	20.60
	2	15	18.20
	3	14	21.50
Total		39	

Test Statistics ^{a,b}	
	pH
Chi-Square	.644
df	2
Asymp. Sig.	.725

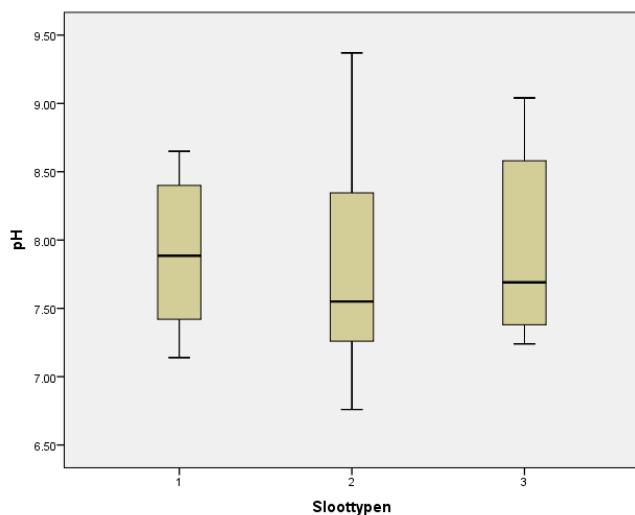
a. Kruskal Wallis Test

b. Grouping Variable:

De pH is niet significant verschillend tussen de sloottypen.

Spreiding in pH-waarden

De grafiek laat zien dat de spreiding in pH-waarden in sloottypen 1 en 3 niet veel van elkaar verschillen. Dit kan verklaard worden omdat deze monsters op een relatief korte afstand van elkaar genomen zijn. Alleen sloottype 2 lijkt een grotere spreiding te vertonen. Dit zijn de haarvaten die relatief ver van de andere sloottypen liggen.



Egv

Het betreft 3 ongepaarde groepen. Eerst wordt getest of de groepen normaal verdeeld zijn.

Tests of Normality

Sloottypen		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Egv	1	.338	5	.064	.800	5	.082
	2	.119	10	.200*	.972	10	.906
	3	.249	8	.154	.902	8	.300

a. Lilliefors Significance Correction

*. This is a lower bound of the true significance.

Sloottype 1: Grote transportsloten

Sloottype 2: Haarvaten

Sloottype 3: Permanente kleine sloten

De groepen zijn niet normaal verdeeld, dus ik kies voor de Kruskal-Wallis test.

Uitvoering Kruskal-Wallis test

Ranks		
Sloottypen	N	Mean Rank
Egv 1	5	13.30

2	10	10.40
3	8	13.19
Total	23	

Test Statistics^{a,b}

	Egv
Chi-Square	.986
df	2
Asymp. Sig.	.611

a. Kruskal Wallis Test

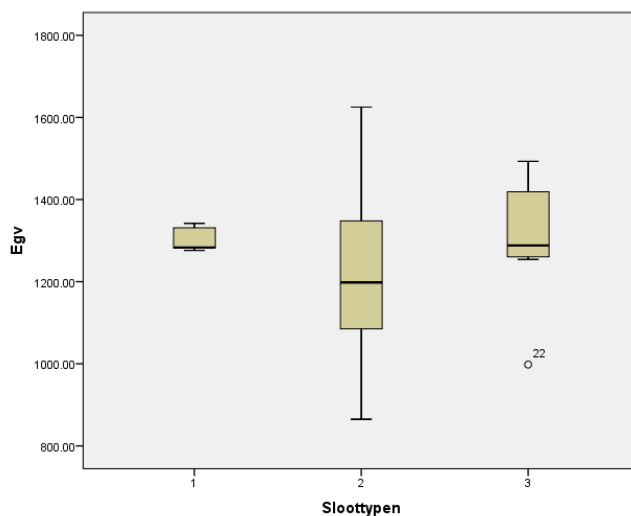
b. Grouping Variable:

Sloottypen

De Egv is niet significant verschillend tussen de sloottypen.

Spreiding in Egv-waarden

De grafiek laat zien dat de spreiding in Egv-waarden in sloottypen 1 en 3 niet veel van elkaar verschillen, Sterker nog dan bij de pH-waarde. Dit kan verklaard worden omdat deze monsters op een relatief korte afstand van elkaar genomen zijn. Alleen sloottype 2 lijkt een grotere spreiding te vertonen. Dit zijn de haarvaten die relatief ver van de andere sloottypen liggen.



Sliblaag

Het betreft 3 ongepaarde groepen. Eerst wordt getest of de groepen normaal verdeeld zijn.

Tests of Normality

Sloottypen		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Sliblaag	1	.233	10	.131	.873	10	.108
	2	.181	14	.200 [*]	.911	14	.164
	3	.123	10	.200 [*]	.977	10	.949

a. Lilliefors Significance Correction

*. This is a lower bound of the true significance.

Sloottype 1: Grote transportsloten

Sloottype 2: Haarvaten

Sloottype 3: Permanente kleine sloten

De groepen zijn niet normaal verdeeld, dus ik kies voor de Kruskal-Wallis test.

Uitvoering Kruskal-Wallis test

Ranks			
	Slootypen	N	Mean Rank
Sliblaag	1	10	27.30
	2	14	14.18
	3	10	12.35
	Total	34	

Test Statistics ^{a,b}	
	Sliblaag
Chi-Square	14.011
df	2
Asymp. Sig.	.001

a. Kruskal Wallis Test

b. Grouping Variable:

Slootypen

De Kruskal-Wallis test toont aan dat er een significant verschil in de sliblaag dikte is tussen slootypen.

De 'Mean Rank' van de grote transport sloot lijkt sterk te verschillen van de kleinere sloten. Daarom wil ik het verschil tussen de afzonderlijke groepen testen door de Mann Whitney-U test uit te voeren.

Mann Whitney-U test

Ranks				
	Slootypen	N	Mean Rank	Sum of Ranks
Sliblaag	2	14	12.68	177.50
	3	10	12.25	122.50
	Total	24		

Test Statistics ^b	
	Sliblaag
Mann-Whitney U	67.500
Wilcoxon W	122.500
Z	-.147
Asymp. Sig. (2-tailed)	.883
Exact Sig. [2*(1-tailed Sig.)]	.886 ^a

a. Not corrected for ties.

b. Grouping Variable: Sloottypen

Deze test toont aan dat er geen significant verschil is in sliblaag dikte tussen de kleinere sloten.

Dezelfde test tussen de grote transportsloot en twee type kleine sloten toont wel een significant verschil:

Ranks				
	Sloottypen	N	Mean Rank	Sum of Ranks
Sliblaag	1	10	17.40	174.00
	2	14	9.00	126.00
	Total	24		

Test Statistics ^b	
	Sliblaag
Mann-Whitney U	21.000
Wilcoxon W	126.000
Z	-2.882
Asymp. Sig. (2-tailed)	.004
Exact Sig. [2*(1-tailed Sig.)]	.003 ^a

a. Not corrected for ties.

b. Grouping Variable: Sloottypen

Ranks				
	Sloottypen	N	Mean Rank	Sum of Ranks
Sliblaag	1	10	15.40	154.00
	3	10	5.60	56.00
	Total	20		

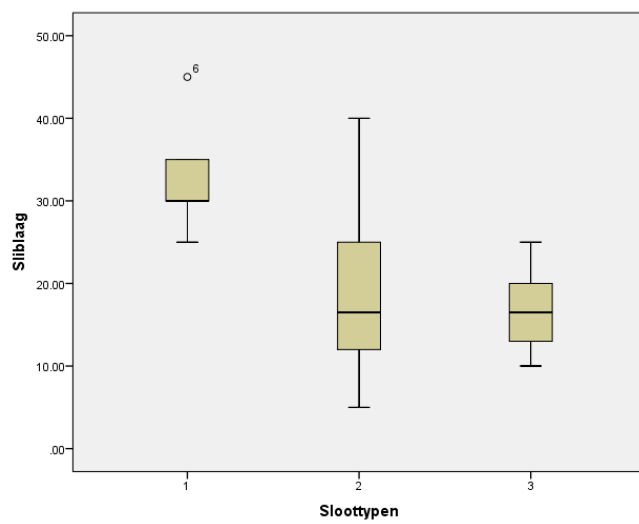
Test Statistics ^b	
	Sliblaag
Mann-Whitney U	1.000
Wilcoxon W	56.000
Z	-3.732
Asymp. Sig. (2-tailed)	.000
Exact Sig. [2*(1-tailed Sig.)]	.000 ^a

a. Not corrected for ties.

b. Grouping Variable: Sloottypen

Spreiding in dikte sliblaag

De grafiek laat zien dat de spreiding in de diktes van de sliblagen -waarden in sloottypen 1 en 3 niet veel van elkaar verschillen, net als bij voorgaande chemische parameters. Alleen sloottype 2 lijkt een grotere spreiding te vertonen. Dit zijn de haarvaten die relatief ver van de andere sloottypen liggen.

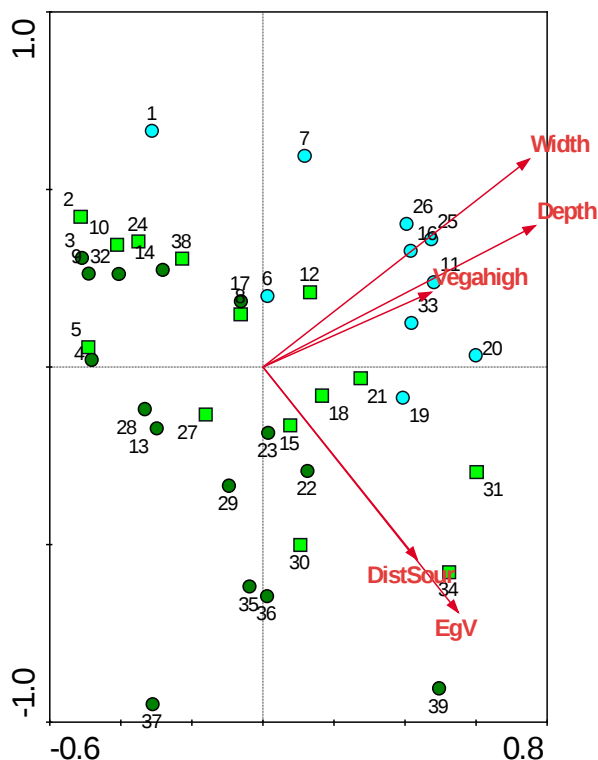


Bijlage 6 – Canoco grafieken

CANOCO multivariate analyse

In CANOCO is een multivariate analyse uitgevoerd, om te kijken of er verbanden zijn tussen het voorkomen van macrofauna en de locaties en/of fysische- en chemische variabelen. De locaties zijn aangegeven door een cijfer. De kleuren van de locaties geven aan om welk type sloot het gaat; blauw staat voor grote transportsloten, lichtgroen staat voor kleine, permanente sloten en donkergroen staat voor de haarvaten.

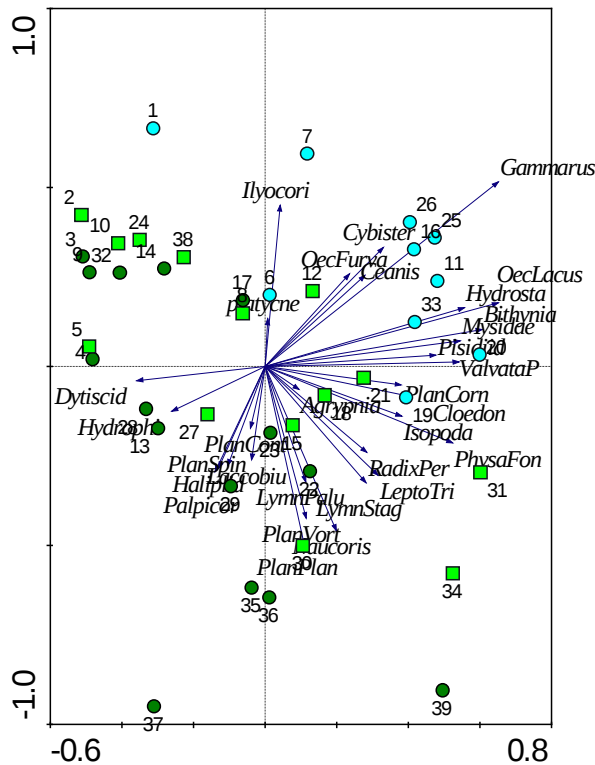
Locaties vs (Omgevings)factoren RDA



De grafiek toont de meest verklarende variabelen voor het verschil in voorkomen van soorten: breedte, diepte, afstand tot de inlaat, oevervegetatie hoogte en Egv. De locaties worden sterk bepaald door de dimensie (width en depth), wat goed is terug te zien in de sloottypen; grote sloten zijn breder en dieper dan de kleinere sloten en haarvaten zijn gemiddeld kleiner en smaller dan kleine, permanente sloten. Hiermee samen hangt de vegetatie hoogte, omdat de rietkragen in de grote sloten minder vaak worden onderhouden.

De Egv blijkt uit de analyse van redelijk grote invloed te zijn, maar dat is te verklaren door de omstandigheden in het veld. Door een regenachtige dag (veel regen gevallen) is de Egv sterk gedaald. Daardoor zijn in de locaties die na deze dag zijn gemeten gemiddeld lagere Egv-waarden gevonden.

Locaties vs soorten RDA



Bovenstaande grafiek toont het verband tussen soorten en locaties. In de afzonderlijke sloottypen zijn aparte groepen fauna te vinden. Dit verschil is vanuit de grafiek vooral waar te nemen tussen de grote transportsloot en de kleinere sloten (haarvaten + kleine, permanente sloten); in de kleine sloten worden voornamelijk kleine kever soorten (*Hydrophilidea sp.*, *Haliplidae sp.*, *Dytiscidae sp.* en *Palpicornia sp.*), eendagsvlieg (*Cloedon sp.*) en wants (*Naucoris sp.*) gevonden, terwijl roofkevers (*Cybister sp.*), kokerjuffers (*Leptoceridae*, *Oecetis* en *Agrypnia sp.*), waterjuffers (*Platycnemis sp.*), vlokreeft (*Gammarus sp.*) en waterpissebed (*Isopoda sp.*) juist het (grote) afvoerkanaal prefereren.

Ook de slakken, waaraan extra aandacht is besteed, vertonen duidelijke voorkeur voor sloottype; kleine schijfhoornslakken (*Planorbidae* (4 sp.)) en poelslakken (*Lymnaea stagnalis* en *palustris*) tonen een duidelijke voorkeur voor de kleine poldersloten, terwijl bodemslakken (*Hydrobia stagnorum.*), diepslakken (*Bithyniidae tentaculata*), blaasslakken (*Physa fontinalis*) en grote schijfhoornslak (*Planorbis corneus*) zich vooral in het afvoerkanaal bevonden.