ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

Kennisnetwerk OBN

Diepe uiterwaardplassen: verondiepen of niet?

Visie vanuit ecologisch perspectief





VBNE

Diepe uiterwaardplassen: verondiepen of niet?

Visie vanuit ecologisch perspectief

Yvon Verstijnen – Onderzoekcentrum B-WARE
Fons Smolders – Onderzoekcentrum B-WARE
Piet-Jan Westendorp – Onderzoekcentrum B-WARE
Lisette N. de Senerpont Domis - NIOO-KNAW
Sven Teurlincx - NIOO-KNAW
Gerben van Geest - Deltares
Mark Groen - Natuurplaza: RAVON/FLORON
Martijn Dorenbosch - Natuurplaza: RAVON/FLORON
Paul van Els - Natuurplaza: Sovon

Met tekstuele bijdragen van:
Wiebe Lekkerkerk -NIOO-KNAW
Thomas Kroon - Natuurplaza: RAVON/FLORON
Pascal Boderie - Deltares

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

©2022 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren

Rapport nummer 2022/OBN252-RI
Projectnummer OBN-2018-99-RI
Driebergen, 2022

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BIJ12 en het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Wijze van citeren: Verstijnen, Y., Smolders, A.J.P., Westendorp, P.J., de Senerpont Domis, L., Teurlincx, S., van Geest, G., Groen, M., Dorenbosch, M., van Els, P., 2022. ***Diepe uiterwaardplassen: verondiepen of niet?*** *Rapportnummer 2022/OBN252-RI, VBNE, Driebergen.*

Deze uitgave is online gepubliceerd op www.natuurkennis.nl

Samenstelling
Yvon Verstijnen – Onderzoekcentrum B-WARE
Fons Smolders – Onderzoekcentrum B-WARE
Piet-Jan Westendorp – Onderzoekcentrum B-WARE
Lisette N. de Senerpont Domis - NIOO-KNAW
Sven Teurlincx - NIOO-KNAW
Gerben van Geest - Deltares
Mark Groen - Natuurplaza: RAVON/FLORON
Martijn Dorenbosch - Natuurplaza: RAVON/FLORON
Paul van Els - Natuurplaza: Sovon

Met tekstuele bijdragen van:
Wiebe Lekkerkerk -NIOO-KNAW
Thomas Kroon - Natuurplaza: RAVON/FLORON
Pascal Boderie - Deltares

Foto voorkant
Diepe plas langs de IJssel.
Fotograaf: Arthur de Bruin / Blikonderwater producties

Productie
Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE)
Adres: Princenhof Park 7, 3972 NG Driebergen
Telefoon: 0343-745250
E-mail: info@vbne.nl

Voorwoord

Behoud maar zeker ook het herstel van biodiversiteit behoort tot de kerndoelen van de overheid. Om dit doel te realiseren ontwikkelt en verspreidt het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN) daarvoor toepasbare kennis over herstelmaatregelen voor Natura 2000, de aanpak van stikstof, de leefgebiedenbenadering, de ontwikkeling van nieuwe natuur én het cultuurlandschap.

De natuurwaarde van de uiterwaarden langs onze grote rivieren is de laatste decennia enorm toegenomen, met name dankzij Plan Ooievaar en Ruimte voor de rivier. Daarnaast vervullen de uiterwaarden nog steeds een belangrijke rol voor andere functies, zoals waterveiligheid, recreatie en delfstoffenwinning. De diepe uiterwaardplassen zijn het resultaat van delfstofwinning. In sommige gevallen worden deze diepe plassen gebruikt voor de opslag van slib en zand dat elders is opgebaggert. Omdat over het algemeen wordt aangenomen dat diepe wateren minder minder planten- en diersoorten herbergen dan ondiep wateren, lijkt dit een ideale oplossing: We zijn van ons slib af en de natuur profiteert van ondieper water.

Maar is dat wel zo? Wat is de natuurwaarde van de diepe plassen? Wat gebeurt er met de waterkwaliteit en biodiversiteit als deze diepe plassen verondiept worden met slib? Zoals meestal het geval is in de natuur, is de realiteit veel complexer dan de theorie doet denken. Daarom is het juist zo belangrijk om ter plekke in het veld te onderzoeken wat de stand van zaken is. Pas dan kunnen er goed onderbouwde beslissingen genomen worden over het wel of niet verondiepen van diepe uiterwaardplassen.

Ik wens u veel leesplezier,

Teo Wams
Voorzitter van de OBN Adviescommissie

Dankwoord

Wij willen alle betrokkenen bedanken voor hun medewerking in het project. Waaronder beheerders van de onderzochte plassen, personen die inhoudelijk hebben meegedacht, of informatie hebben aangeleverd en de vrijwillige duikers. Verder bedanken we de leden van de begeleidingscommissie (Mark Brunsveld, Martijn Antheunissen (en voorgangers Margriet Schoor en Luc Jans), Arjan Ovaa en Hendrike Geesink) voor het begeleiden van het proces en het Deskundigenteam ivierenlandschap voor het geven van feedback tijdens het project. Als laatste willen we onze veldmedewerkers en analisten bedanken voor hun hulp en zeker ook de stagiaires Bart van Beurden en Salomé Leusink voor hun rol binnen de uitvoering van de quickscans.

Inhoud

Samenvatting **6**

Summary **10**

1. Inleiding **14**

1.1 Aanleiding van deze studie 14

1.2 Achtergrond en definitie van diepe plassen 14

1.3 De studie 15

1.4 Dit rapport 15

1.5 Leeswijzer 16

2. Ecologie van diepe plassen in het rivierengebied **18**

2.1 Algemeen 18

2.2 Morfologie 18

2.3 Stratificatie in diepe (uiterwaard)plassen 20

2.4 Hydrologische processen in het rivierengebied 21

2.4.1 Verblijftijd en stofbelasting 23
2.4.2 Invloed van de rivier 23
2.4.3 Invloed van regionale grondwaterstromingen 25
2.4.4 Peilfluctuaties in aangetakte diepe plassen 26
2.4.5 Peilfluctuaties in meer geïsoleerde wateren 26
2.4.6 Verschillen in peildynamiek tussen riviertakken 26

2.5 Biogeochemische processen 27

2.5.1 Invloeden op waterkwaliteit 27
2.5.2 Nutriëntenbeschikbaarheid in de bodem 28
2.5.3 Invloed van stratificatie op biogeochemie 31
2.5.4 Invloed van verondieping 32
2.5.5 Samenvatting biogeochemie 33

2.6 Voedselweb en zonering van diepe plassen 33

2.7 Primaire producenten 35

2.7.1 Fytoplankton 35
2.7.2 Perifyton 36
2.7.3 Oever- en waterplanten 36

2.8 Zoöplankton en macrofauna 38

2.9 Vissen 40

2.9.1 Littorale zone 40
2.9.2 Diepe plassen 40

2.10 Vogels 43

2.10.1 Herbivore vogels 45

2.10.2 Benthivore en insectivore vogels 46
2.10.3 Viseters 47
2.10.4 Diepe plassen en nestgelegenheid 49
2.10.5 Samenvatting vogels 51

3. Ecologie van ondiepe plassen in het rivierengebied in het kort 52

3.1 Morfologie 52
3.2 Hydrologische processen en waterkwaliteit 52
3.2.1 Overstromingen 53
3.2.2 Tijdelijke droogval 53
3.2.3 Verschillen tussen riviertrajecten 54
3.3 Primaire producenten (vegetatie) 54
3.3.1 Vissen en amfibieën 55

4. Synthese literatuurstudie 56

5. Materiaal en methoden veldonderzoek 59

5.1 Morfologie, stratificatie en primaire producenten 60
5.2 Biogeochemie 61
5.3 Vissen 62
5.3.1 Visstand 62
5.3.2 Bemonstering visgemeenschap met eDNA 62
5.3.3 Vistellingen met behulp van sonar 63
5.4 Vogels 64
5.5 Quickscan 65
5.6 Statistiek 66

6. Resultaten en discussie veldonderzoek 67

6.1 Morfologie 67
6.2 Stratificatie 67
6.3 Biogeochemie 73
6.3.1 Bodem en bodemvocht 73
6.3.2 Oppervlaktewater 79
6.4 Primaire producenten 85
6.4.1 Lichtklimaat onder water 85
6.4.2 Fytoplankton 87
6.4.3 Waterplanten 88
6.5 Vissen 89
6.5.1 Visstand 89
6.5.2 Soortgemeenschap op basis van eDNA 90
6.5.3 Vistellingen met behup van sonar 92
6.5.4 Thermorefugium voor vis 93

6.6 Vogels 96
6.6.1 Belang van diepte voor vogels 97
6.7 Synthese veldonderzoek 99
6.7.1 Probleemstelling 99
6.7.2 Beleidscontext 99
6.7.3 Bevindingen uit het veldonderzoek 100
6.7.4 Conclusies 103

7. Handelingsperspectief 105

8. Kennishiaten en aanbevelingen 109

8.1 Kennishiaten 109
8.2 Aanbevelingen 110

9. Referenties 112

Bijlage A: Begrippenlijst 122

Bijlage B: Specificatie analysemethoden 123

Bijlage C: Plassen quickscans 124

Bijlage D Veenoordkolk 125

Bijlage E: De Put Middelwaard 136

Bijlafe F: Redichemse Waard 147

Bijlage G: Gamerensche Waard 158

Bijlage H: Hedelse Bovenwaard 169

Bijlage I: Schroevendaalse plas 180

Bijlage J: Oppervlaktewater 192

Samenvatting

In Nederland wordt in diepe uiterwaardplassen berging van grond en/of baggerspecie gecombineerd met natuurontwikkelinsgdoelen vanuit Natura 2000 of de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW). Vanuit beheer en beleid is in toenemende mate behoefte aan kennis over de ecologie en het functioneren van diepe buitendijks gelegen plassen om uiteindelijk ook een goede afweging te kunnen maken voor verondieping. Bij aanvang van deze studie bestonden dan ook de volgende vragen: Wat is de ecologische kwaliteit van diepe uiterwaardplassen? Wat is de eventuele meerwaarde van verondieping en welke plassen komen onder welke voorwaarden of omstandigheden hier mogelijk voor in aanmerking? Om meer inzicht te verkrijgen in de ecologie van diepe uiterwaardplassen en deze onderzoeksvragen te kunnen beantwoorden werd in de periode 2019-2021 een veldonderzoek uitgevoerd gecombineerd met een literatuuronderzoek. Aan de hand van de bevindingen is een handelingsperspectief opgesteld.

Literatuurstudie
Buitendijkse diepe plassen zijn meestal ontstaan door grondstoffenwinning, zijn al dan niet permanent aangetakt aan de rivier en worden bij hoogwater overstroomd door de rivier. Er zijn relatief weinig specifieke meetdata en literatuur beschikbaar over het functioneren van deze plassen in vergelijking met binnendijkse diepe plassen. Over de effecten van verondieping van diepe plassen is vrijwel geen kennis voorhanden.
Temperatuurstratificatie of gelaagdheid van de waterkolom kan net als in binnendijkse plassen ook optreden in buitendijkse plassen en is een belangrijk onderscheidend kenmerk ten opzichte van ondiepe plassen. Er blijkt echter nauwelijks literatuur beschikbaar over de precieze invloed van de rivier en het al dan niet aangetakt zijn op stratificatieprocessen en de waterkwaliteit in diepe uiterwaardplassen. Rivierinvloed, grondwaterinvloed en de aan- of afwezigheid van aantakking kunnen de verschillende standplaatsfactoren voor planten beïnvloeden. Uit verschillende onderzoeken blijkt een negatieve relatie tussen aanwezigheid van ondergedoken waterplanten en de inundatiefrequentie, het fosfaatgehalte en troebelheid van de plassen. Omdat waterplanten een belangrijke rol spelen in het voorkomen van andere plant- en diersoorten, werken factoren die waterplantengroei negatief beïnvloeden door op andere elementen van het voedselweb. Verschillende soorten macrofauna, maar ook amfibieën en vissen zijn in verschillende levensfasen afhankelijk van de aanwezigheid van waterplanten. In de literatuur wordt beschreven dat in diepe plassen lagere dichtheden vis worden aangetroffen ten opzichte van ondiepe plassen, door de vaak kleinere oeverzone en bij de bij stratificatie zuurstofarme dieper gelegen waterdelen.
Omdat effecten van verondieping een belangrijk onderdeel zijn van deze studie is ook aandacht besteed aan de ecologie en waterkwaliteit van ondiepe (dus niet door grond en/of baggerspecie verondiepte) uiterwaardplassen. Hier is relatief veel onderzoek aan verricht. Voor wat betreft ondiepe uiterwaardplassen zijn de oppervlakte en diepte én de overstromingsduur van de rivier sterk bepalend voor het voorkomen en de ontwikkeling van waterplanten. Ondiepe plassen met een oppervlakte groter dan 1 à 2 hectare en met een waterdiepte van meer dan 2 m (in mei) bevatten meestal weinig of geen waterplanten.

Veldonderzoek
Tijdens het veldonderzoek werd eerst een quickscan uitgevoerd in diverse buitendijkse diepe en verondiepte plassen (totaal 24 aantal plassen) in verschillende riviersystemen, om een beeld te krijgen van de verschillende plassen en de variatie aan kenmerken. Op basis van deze resultaten en diverse criteria werden 6 plassen (2 verondiepte plassen en 4 diepe plassen) voor nader onderzoek geselecteerd (zie tabel). Van deze 6 plassen was 1 plas niet permanent aangetakt op de rivier, terwijl de andere plassen in meer of mindere mate wel permanent waren aangetakt op de rivier. De volgende aspecten werden onderzocht: morfologie, fysisch-chemische waterkwaliteit, bodemkwaliteit, primaire producenten (globaal) en visproductie- en diversiteit. Een deel van dit onderzoek werd zowel in de zomer (2020) als in de winter (begin 2021) uitgevoerd. Het voorkomen van vogels werd in de studie meegenomen door data-analyse van bestaande gegevens

op basis van frequent herhaalde vogeltellingen. Zoöplankton en macrofauna bleven buiten beschouwing.

	Naam plas	Locatie (nabij stad/dorp)	Riviertraject	Aangetakt (ja/nee)	Verondiept (ja/nee)
1	Veenoordkolk	Deventer	Zuidelijke IJssel	Ja	Ja
2	De Put Middelwaard	Vianen	Getijdenlek	Nee	Nee
3	Redichemse Waard	Culemborg	Lek (gestuwd)	Ja	Nee
4	Gamerensche Waard	Zaltbommel	Waal	Ja	Ja
5	Hedelse Bovenwaard	Den Bosch	Getijdenmaas	Ja	Nee
6	Schroevendaalse plas	Maaseik – Echt	Grensmaas	Ja	Nee

Resultaten veldonderzoek
Uit het veldonderzoek - zowel de quickscan als het daaropvolgend veldonderzoek – blijkt duidelijk dat in de buitendijkse diepe plassen temperatuurstratificatie optreedt, ook wanneer deze aangetakt zijn. In de onderzochte verondiepte plassen bleek stratificatie niet of nauwelijks op te treden. De stratificatie in de plassen leidde doorgaans tot een situatie waarbij verschillen ontstonden in waterkwaliteit tussen het water boven (epilimnion) en onder de spronglaag (hypolimnion) of deze nu aangetakt zijn aan de rivier of niet. In de winter waren de zes plassen niet meer gestratificeerd. In het hypolimnion werden in de zomer vergelijkbare concentraties aan stoffen/ionen gemeten als in de winterperiode in de gemengde plas. De fysisch-chemische waterkwaliteit van het epilimnion werd in belangrijke mate bepaald door het instromende rivierwater; ook processen als primaire productie, afbraak en sedimentatie speelden een rol.

In het veldonderzoek van de 6 plassen werden duidelijke verschillen gevonden in bodemsamenstelling tussen en binnen de plassen, één en ander afhankelijk van het stroomgebied (welke rivier/geologische oorsprong). In de verondiepte plassen werd op de afdeklaag een sliblaag aangetroffen. Tevens werd zoals verwacht gezien dat de (slib)deeltjes (lutum) met name in de diepste delen van de onderzochte plassen bezinken. Hierdoor was ook de nutriëntenrijkdom van de bodem in de diepere delen vaak hoger dan in de ondiepere delen. De beschikbaarheid van fosfor was wel variabel. Een hoog totaal fosforgehalte (P) van het slib betekende niet persé ook een hoge beschikbaarheid van fosfor in het poriewater van de slibbodem, met name in de Maasplassen.

In de zomermetingen (inclusief de resultaten van de quickscan) van het epilimnion werd geen significant verschil waargenomen tussen de P-concentraties van verondiepte en niet verondiepte plassen, maar wel tussen de aangetakte en geïsoleerde plassen. Aangetakte plassen hadden een hogere P-concentratie in het epilimnion dan de niet-aangetakte plassen.

Op basis van de resultaten van het veldonderzoek blijkt verondieping niet per definitie tot een verbetering van de milieucondities voor ondergedoken waterplanten te leiden. De onderzochte diepe buitendijkse plassen hadden voor waterplanten een beter lichtklimaat dan de ondiepe plassen, waardoor het potentieel begroeibaar areaal voor waterplanten groter was. Een beperkend lichtklimaat leek vooral door gesuspendeerde deeltjes (zwevend stof) te worden veroorzaakt. In tegenstelling tot de in de diepe plassen, werden in de verondiepte plassen dan ook geen tot zeer weinig waterplanten aangetroffen. De gevonden waterplanten in de zes plassen waren doorgaans algemenere (eutrafente) soorten, hetgeen samenhangt met de voedselrijkdom van de bodems. In de meer geïsoleerde plassen werden ook kranswieren gevonden, die kenmerkend zijn voor voedselarme tot matig voedselrijke wateren.

Alle zes de onderzochte plassen vertoonden een diverse visgemeenschap, gedomineerd door baars en blankvoorn. Over het algemeen was de totale productie van juveniele vis in alle plassen hoog en aanzienlijk hoger dan in de oeverzone van de nabijgelegen rivier. Er is echter geen duidelijke relatie te leggen tussen de totale productie van juveniele vis en de diepte van de plas. Uit eDNA

onderzoek bleek de totale soortenrijkdom vissen sterk te variëren tussen de plassen. Waarschijnlijk fungeren aangetakte plassen als belangrijk (opgroei)habitat voor (stroomminnende) vissoorten die vanuit de rivier naar de plas trekken en gebruik kunnen maken van de relatief hoge productiviteit en veelal structuurrijke oever als schuilrefugium.

De zomerstratificatie van diepe plassen resulteerde in diverse plassen in een relatief koele midden zone waar de watertemperatuur in de zomer enkele graden Celsius lager is ten opzichte van het wateroppervlak, terwijl er nog steeds voldoende zuurstof aanwezig is voor ademhaling. Hoewel dit niet direct is aangetoond in deze studie is de verwachting dat koude-minnende vissen deze zone tijdens warme zomers kunnen benutten als thermorefugium. In ondiepere plassen lijkt het optreden van een koele midden zone veel minder frequent op te treden.
Met betrekking tot vogels bleek dat vogelaantallen niet konden worden gerelateerd aan de diepte van een plas. Verder bleek uit analyse dat waarschijnlijk andere factoren dan diepte, inhoud of oppervlakte van een plas een grotere rol spelen bij het voorkomen van vogels. Te denken valt aan voedselbeschikbaarheid, nestgelegenheid, de aan/afwezigheid van slikranden, de aan/afwezigheid van eilandjes, etc.

Synthese
In dit onderzoek werden zes plassen, waarvan twee verondiepte plassen onderzocht. De verondieping in de Gamerensche Waard en Veenoordkolk was respectievelijk circa 7 en 3 jaar geleden afgerond. Conclusies ten opzichte van de verondiepte plassen blijken echter wel vergelijkbaar met resultaten van uiterwaardplassen in eerder onderzoek, zoals opgenomen in de literatuurstudie. Verondieping van een 'grote diepe plas' naar een 'grote ondiepe plas' zal daarom naar verwachting weinig ecologische winst opleveren; omdat door het slechte lichtklimaat ondergedoken waterplanten in dergelijke grote ondiepe plassen vrijwel achterwege blijven en daarmee de basis voor een goed functionerend ecosysteem in het water ontbreekt.
Verschillende processen en variabelen, zoals stratificatie, oppervlak, volume en connectiviteit met de rivier, spelen een rol in het ecologisch functioneren van diepe plassen en de gevonden verschillen tussen de diepe en de verondiepte plassen.
Het veldonderzoek werd uitgevoerd in slechts een zestal van de vele uiterwaardplassen die er in Nederland zijn. Dit is van belang bij het interpreteren en extrapoleren van de resultaten naar andere situaties. Ook moet worden meegenomen dat er niet tijdens hoogwater is gemeten en het onduidelijk is hoe dan de hydrologische situatie en ecologie veranderen in diepe plassen.

Handelingsperspectief
In Nederland komen elk jaar grote hoeveelheden grond en bagger vrij vanuit onderhoud en andere werken. In de uiterwaarden werden en worden grondstoffen gewonnen, waardoor diepe plassen in het landschap achterblijven. Vanuit het uitgangspunt dat deze diepe plassen weinig ecologische waarde hebben en niet thuishoren in het rivierenlandschap werd bedacht om slib en grond in deze plassen te verwerken. Hierdoor zou sprake zijn van een win-win situatie: verwerking van grond en slib en verbetering van de lokale ecologie. Nu uit deze studie gebleken is dat de ecologie van diepe uiterwaardplassen beter is dan gedacht en verondieping (tot een grote ondiepe plas) niet per definitie lijkt te leiden tot 'ecologische winst', verandert het uitgangspunt voor deze handelswijze. Nuttige toepassing ten behoeve van natuur/waterkwaliteit zoals geformuleerd in het Besluit Bodemkwaliteit is niet automatisch relevant voor verondiepingen van diepe plassen.

De vraag naar bergingsmogelijkheden voor slib en grond blijft bestaan. Ook kunnen er verschillende andere argumenten zijn om diepe uiterwaardplassen her in te richten. Als deze ingreep wordt voorgenomen om de lokale ecologie te verbeteren, moet deze uitgaan van de doelen of opgaven van Natura 2000 en/of KRW en/of het Nationaal Natuurnetwerk. Of herinrichting tot een verbetering van bepaalde natuurdoelen kan leiden moet worden ingeschat aan de hand van de huidige situatie. Met het maken van grote ondiepe plassen wordt in ecologisch opzicht meestal geen meerwaarde gecreëerd. Het is voorstelbaar dat met andere inrichtingsvarianten (b.v.

verondieping van de oeverzone of meerdere kleine ondiepe plassen in een moerasachtig systeem) wel een verhoging ten aanzien van ecologische (water)kwaliteit kan worden bewerkstelligd. Deze varianten zijn in dit onderzoek echter niet onderzocht. Om bij initiatieven voor herinrichting van diepe uiterwaardplassen een betere inschatting te kunnen maken van de effecten op de ecologie is meer kennis nodig. Deze kennis kan verkregen worden door pilots in te richten waarbij verschillende inrichtingsvarianten nader onderzocht worden.

Aanbevelingen

Naar aanleiding van deze studie worden verschillende aanbevelingen gedaan:

- Het is van belang dat vervolgonderzoek plaatsvindt waarbij voldoende plassen worden betrokken in onderzoek om een fundamenteler beeld te krijgen van de ecologie en processen die spelen in diepe uiterwaardplassen en de effecten van verondieping:
    - Het nodig is om een goed beeld te krijgen van de situatie vóór verondieping, tijdens als na de ingreep (o.a. waterkwaliteit, soorten, belangrijke plaskenmerken). Ook op lange termijn.
    - Zoals wordt benoemd in het handelingsperspectief kunnen verschillende andere varianten van herinrichting van een diepe plas mogelijk wel een goede invulling geven aan verschillende natuurdoelen. Hiervoor is het dan noodzakelijk dat er specifiek onderzoek wordt verricht naar dit soort inrichtingsvarianten (bijv. moerasontwikkeling).
    - Hierbij is het tevens van belang dat alle gewenste onderzochte variabelen en soortgroepen worden meegenomen.
- Het is aan te bevelen dat er een apart onderzoeksspoor wordt uitgezet voor de (geo)hydrologische vraagstukken (o.a. stromingspatronen, effect van stroming op stratificatie, het effect van rivier overstromingen op waterkwaliteit).
- Het is aan te bevelen een landelijke visie te ontwikkelen op de positie en toekomst van diepe uiterwaardplassen in het rivierengebied, waarop beleid kan worden gemaakt.
- Het ontbreekt momenteel aan een landelijke uniform overzicht (kaart of lijst) met daarin alle buitendijkse plassen en hun systeemkenmerken (o.a. diepte, verondiept of niet, het moment van verondiepen (indien relevant), oppervlak, functie). Een dergelijke kaart kan helpen om een visie op te stellen en keuzes te maken in beleid en onderzoek.
- Bij nieuwe initiatieven voor verondieping dient voor vergunningverlening en/of toestemming een gedegen systeemanalyse plaats te vinden, waarbij minimaal de zomersituatie op verschillende meetmomenten in beeld wordt gebracht voor fysisch-chemische parameters, primaire producenten en vissen.
- Bij beoordeling van de huidige ecologische (water)kwaliteit van een diepe uiterwaardplas is het aan te bevelen niet alleen aan KRW R-typen te toetsen, maar ook aan relevante M-typen en/of de systematiek van Ecologische Sleutelfactoren (STOWA) toe te passen.

Summary

In the Netherlands, the storage of soil and/or dredged material in deep floodplain lakes is combined with nature development to meet objectives from Natura 2000 or the European Water Framework Directive (WFD). Management and policy makers increasingly need knowledge about the ecology and functioning of deep floodplain lakes (located outside the dykes) in order to be able to make the right decisions about filling a lake to make it more shallow (shallowing). At the start of this study, therefore, the following questions were raised: What is the ecological quality of deep floodplain lakes? What is the possible added value of making a lake more shallow and which lakes could be considered for this under which conditions? To gain more insight into the ecology of deep floodplain lakes and to be able to answer these questions, a field study was conducted in the period 2019-2021 combined with a literature review. Based on these findings, an action perspective was drawn up.

Literature review
Deep lakes outside the dykes are usually the result of raw material extraction, may or may not be permanently connected to the river and are flooded by the river at high water. There is relatively little specific data and literature available on the functioning of these lakes in comparison with deep inner dike lakes. There is virtually no knowledge of the effects of filling up of deep floodplain lakes.

Temperature stratification or stratification of the water column can occur in outer dike lakes just as in inner dike lakes and is an important distinguishing feature compared to shallow lakes. However, there appears to be hardly any literature available on the exact influence of the river and whether or not a lake is connected to the river, regarding stratification processes and water quality in deep floodplain lakes. River influence, groundwater influence and the presence or absence of tributaries can affect the different habitat factors for plants. Several studies have shown a negative relationship between presence of submerged macrophytes and the inundation frequency, phosphate content and turbidity of the lakes. Because aquatic plants play an important role in the occurrence of other plant and animal species, factors that negatively influence aquatic plant growth have an impact on other elements of the food web. Various species of macrofauna, as well as amphibians and fish, depend on the presence of aquatic plants in different life stages. The literature describes that lower densities of fish are found in deep lakes d compared to shallow lakes, due to the often smaller riparian zone and, during stratification, the oxygen-poor deeper water.

Since the effects of shallowing are an important part of this study, the ecology and water quality of shallow floodplain lakes (i.e. not shallowed by soil and/or dredge material) have also been studied. A relatively large amount of research has been carried out in this field. As far as shallow floodplain lakes are concerned, the surface area and depth, as well as the duration of river flooding, strongly determine the occurrence and development of aquatic plants. Shallow lakes with a surface area of more than 1 to 2 hectares and a water depth of more than 2 m (in May) usually contain little or no aquatic plants.

Field study
During the field study, a quick scan of various deep and shallowed outer dike lakes (a total of 24 lakes) in different river systems was carried out, in order to get a picture of the different lakes and the variation of their characteristics. Based on these results and various criteria, 6 lakes (2 shallowed lakes and 4 deep lakes) were selected for further investigation (see table). Of these six lakes one was not permanently connected to the river, while the other ponds were more or less permanently connected to the river. The following aspects were investigated: morphology, physicochemical water quality, soil quality, primary producers (overall) and fish production and diversity. Part of this study was carried out in summer (2020) and winter (early 2021). The

occurrence of birds was included in the study through data analysis of existing data based on frequently repeated bird counts. Zooplankton and macrofauna were not included.

	Name of the Lake	Location (close to town)	River stretch	Connected (yes/no)	Shallowed (yes/no)
1	Veenoordkolk	Deventer	Zuidelijke IJssel	Yes	Yes
2	De Put Middelwaard	Vianen	Getijdenlek	No	No
3	Redichemse Waard	Culemborg	Lek (gestuwd)	Yes	No
4	Gamerensche Waard	Zaltbommel	Waal	Yes	Yes
5	Hedelse Bovenwaard	Den Bosch	Getijdenmaas	Yes	No
6	Schroevendaalse plas	Maaseik – Echt	Grensmaas	Yes	No

Results field study

From the field study - both the quick scan and the subsequent field survey - it becomes clear that temperature stratification occurs in the deep outer dike lakes, even when they are permanently connected to the river. In the studied shallowed lakes, stratification did not or hardly occur. The stratification in the lakes generally led to a situation where differences arose in water quality between the water above (epilimnion) and below the thermocline (hypolimnion), whether or not they were connected to the river. In winter, the six lakes were no longer stratified. In the hypolimnion, similar concentrations of substances/ions were measured in summer as in the mixed lake in winter. The physicochemical water quality of the epilimnion was largely determined by the inflowing river water; processes such as primary production, organic matter degradation and sedimentation also played a role.

In the field study of the six lakes, clear differences in soil composition between and within the lakes were found, depending on the catchment area (which river/geological origin). In the shallowed lakes, a layer of silt was found on top of the covering layer. As expected, it was also found that the (silt) particles (lutum) settle particularly in the deepest parts of the lakes. As a result, the nutrient richness of the soil was often higher in the deeper parts than in the shallower parts. The availability of phosphorus was variable. A high total phosphorus (P) content in the sludge did not necessarily mean a high phosphorus availability in the pore water of the sludge sediment, especially in the Maasplassen.

In the summer measurements (including the results of the quick scan) of the epilimnion no significant differences were observed between the P concentrations of shallowed and non-shallowed lakes, but they were observed between the connected and more isolated lakes. Connected lakes had higher P concentrations in the epilimnion than the isolated lakes.

Based on the results of the field study, it appears that shallowing does not necessarily lead to an improvement of the environmental conditions for submerged aquatic plants. The studied deep outer dike lakes had a better light climate for aquatic plants than the shallow lakes, which meant that the potential area for plant growth was larger. A limiting light climate seemed to be mainly caused by suspended particles (suspended matter). In contrast to the deep lakes, no or very few aquatic plants were found in the shallowed lakes. The aquatic plants found in the six lakes were usually more common (eutrophic) species, which is related to the nutrient richness of the sediments. In the more isolated lake, stonewort was also found, which is characteristic for nutrient-poor to moderately nutrient-rich waters.

All six lakes studied showed a diverse fish community, dominated by perch and roach. In general, the total production of juvenile fish was high in all lakes and significantly higher than in the riparian zone of the nearby river. However, no clear relationship could be established between total juvenile fish production and the depth of the lake. eDNA research showed that the total species richness of fish varied greatly between the lakes. It is likely that the permanently connected lakes act as an

important habitat (to grow up) for (current-loving) fish species that migrate from the river to the lake and use the relatively high productivity and often structured bank as a sheltering refugium.

The summer stratification of deep lakes resulted in several lakes having a relatively cool middle zone where the water temperature was several degrees Celsius lower than the water surface, while there was still enough oxygen for respiration. Although this has not been directly demonstrated in this study, it is expected that cold-loving fish may use this zone as a thermorefugium during hot summers. In shallower lakes the occurrence of a cool middle zone seems to be much less frequent.

With respect to birds, it appeared that bird numbers could not be related to the depth of a lake. Furthermore, analysis showed that factors other than depth, volume or surface area of a lake probably play a greater role in the occurrence of birds. These factors could include food availability, nesting opportunities, the presence/absence of muddy shores, the presence/absence of islets, etc.

Synthesis
Six lakes, two of which were shallowed, were investigated in this study. The shallowing in the Gamerensche Waard and Veenoordkolk was completed about 7 and 3 years ago respectively. Conclusions with regard to the shallowed lakes appear to be similar to results of earlier research on floodplain lakes, as included in the literature study. Shallowing of a 'large deep lake' to a 'large shallow lake' is therefore not expected to provide (much) ecological gain, as due to the poor light climate submerged aquatic plants are virtually absent from such large shallow lakes, thus lacking the basis for a properly functioning aquatic ecosystem.

Various processes and variables, such as stratification, surface area, volume and connectivity to the river, play a role in the ecological functioning of deep lakes and the differences found between deep and shallowed lakes.

The field research was carried out in only six of the many floodplain lakes that exist in the Netherlands. This is important when interpreting and extrapolating the results to other situations. It should also be taken into account that no measurements were made during high river water discharges and it is unclear how the hydrological situation and ecology change in deep lakes then.

Action perspective
Every year in the Netherlands, large quantities of soil and dredged material are released from maintenance and other works. Raw materials were and are extracted from the floodplains, leaving deep lakes in the landscape. Based on the premise that these deep lakes have little ecological value and do not belong in the river landscape, the idea emerged to fill these lakes with sludge and soil to make them shallow. This was expected to create a win-win situation: processing of soil and sludge and improvement of the local ecology. Now that this study has shown that the ecology of deep floodplain lakes is better than expected and that shallowing (to a large shallow lake) does not by definition leads to 'ecological gain', the base for this practice changes. Useful application of these soils for the benefit of nature/water quality as formulated in the ‘Besluit Bodemkwaliteit’ is not automatically relevant for shallowing deep lakes.

The demand for storage possibilities for sludge and soil remains. There may also be various other arguments for redesigning deep floodplain lakes. If this measure is intended to improve the local ecology, it must be based on the objectives or tasks of Natura 2000 and/or WFD and/or the National Nature Network. Whether or not re-development can lead to an improvement of certain nature objectives, must be estimated based on the current situation. Creating large shallow lakes usually does not create any added value ecologically. It is conceivable that other types of landscaping (e.g. shallowing of the shore zone or several small shallow pools in a marshy system) could bring about an improvement of ecological (water) quality. However, these types of systems were not investigated in this study. To be able to make a better assessment of the effects on

ecology in initiatives for the redesign of deep floodplain lakes, more knowledge is needed. This knowledge can be obtained by setting up pilots in which various designs are further investigated.

Recommendations

Several recommendations are made as a result of this study:

- It is important that follow-up research takes place involving a sufficient number of lakes to obtain a more fundamental picture of the ecology and processes at play in deep floodplain lakes and the effects of shallowing:
    - It is necessary to get a good picture of the situation before, during and after the intervention (including water quality, species, important lake characteristics). Also on the long term.
    - As mentioned in the Action Perspective, various other re-designs of a deep lake may well fulfil various nature objectives. This would require specific research into this type of development (e.g. swamp development).
    - Herewith, it is also important that all desired variables and species groups are included.
- It is recommended that a separate research track is being set up on (geo)hydrological issues (e.g. flow patterns, effect of flow on stratification, the effect of river flooding on water quality).
- It is recommended that a national vision will be developed on the position and future of deep floodplain lakes in the river catchment area, on which policy can be based.
- There is currently no national overview (map or list) of all lakes outer dike lakes and their characteristics (including depth, whether or not they have been shallowed, when they have been shallowed (if relevant), surface area, function). Such a map can help in drawing up a vision and in making choices in policy and research.
- For new initiatives for shallowing, a thorough system analysis should be made prior to granting a licence and/or permission, whereby at least the summer situation at various measuring timings is depicted for physicochemical parameters, primary producers and fish.
- When assessing the current ecological (water) quality of a deep floodplain lake, it is recommended to not only assess against WFD R-types, but also against relevant M-types and/or to apply the system of 'Ecologische Sleutelfactoren' (ecological key factors) (STOWA).

1. Inleiding

1.1 Aanleiding van deze studie

In Nederland is een concept ontwikkeld waarbij de verwerking van overtollige grond en/of baggerspecie in diepe plassen wordt gecombineerd met natuurontwikkeling. De achterliggende visie is dat natuurdoelen voor bijvoorbeeld Natura 2000 of de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) zo dichterbij gebracht kunnen worden, waarbij tevens het kostenaspect gunstig is. Er wordt in dit verband dan ook wel gesproken over een win-win situatie. Het concept van verondieping en natuurontwikkeling is inmiddels in verschillende diepe uiterwaardplassen toegepast. Nu er diverse nieuwe plannen en concrete aanvragen voor verondiepingsprojecten zijn, is er vanuit beheer en beleid in toenemende mate behoefte aan een goed afwegingskader voor de beoordeling hiervan. Dit wordt gevoed vanuit de vragen wat nu precies de ecologische kwaliteit is van diepe uiterwaardplassen, wat de meerwaarde is van verondieping en welke plassen onder welke voorwaarden of omstandigheden hiervoor in aanmerking zouden komen.

Op dit moment ontbreekt een ecologisch afwegingskader waarmee bovengenoemde vragen beantwoord kunnen worden. Er is weliswaar kennis beschikbaar over het ecologisch functioneren van diepe plassen, maar de specifieke kennis ten aanzien van de ecologische waarde en de rol die deze plassen spelen in het riviersysteem is nog beperkt. Ecologische gegevens van diepe uiterwaardplassen zijn nauwelijks beschikbaar, maar deze uiterwaardplassen kunnen wel belangrijke ecologische functies vervullen. Zoals gezegd zijn verschillende voormalig diepe uiterwaardplassen reeds verondiept. Een belangrijk gegeven is dat een verondieping zelf leidt tot het drastisch ingrijpen in het systeemfunctioneren van deze plassen. Na verondieping ontstaat immers een ondiepe plas met andere eigenschappen en soorten dan diepe plassen. Het verondiepen van plassen moet dan ook zorgvuldig afgewogen worden. Hierbij zijn de bestaande natuurwaarden in diepe plassen een belangrijk criterium evenals de eventuele natuurwinst na verondieping.

1.2 Achtergrond en definitie van diepe plassen

In het Nederlandse rivierenlandschap liggen veel diepe en ondiepe plassen. Diepe plassen vormen op basis van systeemkenmerken een aparte groep binnen het geheel aan watersystemen dat we in Nederland kennen naast ondiepe meren of plassen, vennen, beken, rivieren, sloten, kanalen. Een belangrijk onderscheidend kenmerk is zoals de naam al aangeeft de diepte. Echter, het verschil tussen een diepe en ondiepe plas is op basis van uitsluitend de diepte moeilijk te geven. De grens tussen een ondiepe en diepe plas wordt bijvoorbeeld vanuit de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) gelegd op 3 meter (van der Molen et al., 2012). Echter, ook 6 meter diepte wordt gehanteerd (Osté et al., 2010), omdat vanaf deze diepte stabiele stratificatie zou kunnen optreden. Zoals uit deze studie ook wel zal blijken blijft het in de praktijk lastig om op basis van een strikt vastgestelde diepte het onderscheid te maken in ondiepe en diepe plassen. Het optreden van stabiele stratificatie gedurende de zomerperiode is een belangrijk kenmerk om een plas te karakteriseren als diep.

Diepe plassen in Nederland hebben meestal geen natuurlijke oorsprong, maar zijn ontstaan als gevolg van zand-, klei- en/of grindwinning. Door deze winningen wordt drastisch ingegrepen in het (rivier)landschap en ontstaan habitats die normaliter niet in het benedenstroomse rivierengebied gevonden worden.

In dit rapport ligt de nadruk op de ecologie van buitendijks gelegen diepe (uiterwaard)plassen, die het gehele jaar, een gedeelte van het jaar of alleen tijdens hoogwater in contact staan met het oppervlaktewater van de rivier. Vanwege de onderzoeksvragen met betrekking tot effecten van verondieping wordt ook – hetzij minder uitgebreid – stilgestaan bij de ecologie van ondiepe plassen in het rivierengebied.

1.3 De studie

De Vereniging van Bos en Natuurterreineigenaren (VBNE) heeft opdracht gegeven om vanuit het kennisnetwerk Ontwikkeling Beheer- en Natuurkwaliteit (OBN) onderzoek te doen naar de ecologische kwaliteit en het ecologisch functioneren van diepe buitendijkse uiterwaardplassen en de effecten van verondieping. Het onderzoek bestaat uit literatuur- en bronnenonderzoek en veldonderzoek en resulteert in dit onderzoeksrapport inclusief overwegingen voor het afwegen om een plas wel of niet te verondiepen. Dit rapport is daarom ook opgebouwd uit drie onderdelen: literatuurstudie, resultaten (veld)onderzoek en het ecologisch overwegingskader/aanbevelingen.

De kennisvragen zoals in deze in de opdrachtomschrijving werden geformuleerd worden hierin zo goed mogelijk beantwoord. Deze kennisvragen zijn:

Hoofdvraag: Onder welke voorwaarden is het verondiepen van diepe plassen in het rivierengebied gunstig voor het ecologisch functioneren van de plas en de rivier?

- Deelvraag 1: Wat zijn de huidige ecologische waarden van zowel diepe plassen als van recent verondiepte plassen in het winterbed van rivieren? En welke 'ecologische waarden' hebben ze op het niveau van het riviersysteem?
- Deelvraag 2: Hoe hangen deze waarden samen met het ecologisch, fysisch-chemisch en hydromorfologisch functioneren en inrichting van deze plassen?
- Deelvraag 3: Op basis van welke afwegingen kan een beheerder besluiten of verondiepen wel of juist niet ecologische meerwaarde biedt?

1.4 Dit rapport

Het eerste deel van dit rapport bevat de resultaten van het literatuur- en bronnenonderzoek. Vóór aanvang van het project was de verwachting dat er voldoende kwantitatieve gegevens van informatie over diepe plassen in het rivierengebied beschikbaar zou zijn om de studie en het toekomstig afwegingskader een eerste basis te geven. In de praktijk bleken er echter onvoldoende gegevens beschikbaar om bijvoorbeeld een data-analyse uit te voeren. Zo bleken er bijvoorbeeld wel visstandgegevens van bepaalde plassen aanwezig te zijn, maar ontbraken andere parameters zoals waterkwaliteitsgegevens of het voorkomen van waterplanten. De beschikbare data op dat moment was gefragmenteerd in zowel ruimte als tijd. Daarbij ontbrak vaak bij verondiepte locaties gedetailleerde informatie over de situatie voor verondieping, waardoor geen goed beeld kan worden gevormd van de effecten van verondieping.

In de literatuurstudie die, slechts een klein onderdeel vormt van de totale studie, kwam hiermee de nadruk te liggen op het verzamelen van kennis uit rapporten en wetenschappelijke artikelen. Hierbij is ook informatie meegenomen van binnendijks gelegen diepe plassen en meer generieke informatie over het functioneren van zoetwatersystemen, waarvan de verwachting is dat deze ook spelen in buitendijks gelegen diepe plassen.

Nog tijdens de inventarisatiefase moest ook reeds worden gestart met het uitvoeren van de quickscan om tijdig een beeld van de variatie aan plassen te verkrijgen, zodat op basis hiervan 5

plassen konden worden geselecteerd voor vervolgonderzoek. Uiteindelijk hebben literatuurstudie en quickscan veldbezoeken ongeveer gelijktijdig plaatsgevonden.

Het tweede onderdeel van het rapport omvat de resultaten van de veldonderzoeken. De zes plassen die nader onderzocht zijn betreffen: 1) Veenoordkolk, 2) Gamerensche Waard, 3) de Put Middelwaard, 4) Hedelse Bovenwaard en 5) Schroevendaalse Plas. De resultaten van eenzelfde synchroon lopend onderzoek in de (6) Redichemse Waard zijn tevens in dit onderdeel opgenomen.

Doel van de veldstudie was om de ecologische waarden van diepe plassen en verondiepte plassen zo goed mogelijk in beeld te brengen op het niveau van de plas, maar ook op de functie die deze plassen in het riviersysteem vertegenwoordigen. De focus lag hierbij op de samenstelling van de waterplanten- en vissengemeenschap, evenals de samenstelling van het fytoplankton, morfologie en biochemie. Verder werden ook gegevens verzameld (indien voorhanden) over vogels op/rondom de plas. De veldonderzoeken werden uitgevoerd in zowel de zomer als winter.

Het derde onderdeel omvat overwegingen om voor het afwegen om een plas wel of niet te verondiepen. Het initiële doel was het maken van een afwegingskader en hiermee een bruikbaar instrument vorm te geven waarmee een beheerder kan vaststellen of verondiepen al dan niet een ecologische meerwaarde zou kunnen hebben in een bepaalde plas. Uit de resultaten van het literatuur- en veldonderzoek, naast expert judgement, bleek echter dat een afwegingskader moeilijk vorm te geven was. In dit onderdeel worden nu daarom vooral de belangrijkste overwegingen in een handelingsperspectief benoemd.

1.5 Leeswijzer

Na deze inleiding worden de drie delen apart behandeld. In hoofdstuk **Fout! Verwijzingsbron n iet gevonden.** is de referentielijst opgenomen van de gebruikte literatuur in het gehele rapport. In de bijlagen zijn diverse stukken opgenomen, waaronder een begrippenlijst (Bijlage A) van enkele gebruikte termen en de belangrijkste veldresultaten per onderzochte plas.

Deel 1 Literatuurstudie
In hoofdstuk 2 worden de eigenschappen van diepe plassen in het rivierengebied omschreven, waaronder fysisch-chemische en geohydrologische kenmerken en processen (abiotiek). Hoofstuk 3 gaat in op enkele aspecten van de ecologie van ondiepe plassen in het rivierengebied. In hoofdstuk 4 worden worden de resultaten beschouwd in de synthese van deze literatuurstudie.

Deel 2 Veldonderzoek
In hoofdstuk 5 worden de gebruikte methoden beschreven welke zijn gebruikt voor de gekozen plassen. Vervolgens worden de resultaten per van dit onderzoek per onderdeel uiteengezet in hoofdstuk 6. Hierin volgt ook een synthese van de gevonden resultaten.

Deel 3 Handelingsperspectief
Hierin worden enkele overwegingen en aandachtspunten benoemd bij het maken van de keuze voor verondiepen of niet op basis van de kennis uit bovengenoemde onderdelen, en komt in hoofdstuk 7 aan bod. In hoofdstuk 8 worden vervolgens nog bestaande kennishiaten en aanbevelingen besproken.

Deel 1: Literatuurstudie

2. Ecologie van diepe plassen in het rivierengebied

2.1 Algemeen

Hoewel in de onderzoeksvragen van de OBN-studie, waar dit rapport onderdeel van is, veel nadruk wordt gelegd op de biotische ecologische aspecten wordt in deze literatuurstudie ook uitgebreid ingegaan op de abiotiek van diepe plassen. Een belangrijke reden om eerst uitgebreid in te gaan op abiotische kenmerken en processen is dat deze zeer bepalend zijn voor de vestiging en ontwikkeling van soorten; de biotische elementen. Ecologie is immers het samenspel tussen levensgemeenschappen en de abiotische omgeving. Om meer inzicht te verkrijgen in de ecologie van diepe plassen in het rivierengebied en het effect van ingrepen is het dan ook noodzakelijk om voldoende aandacht aan te schenken aan de abiotische omgeving.

In Nederland zijn verreweg de meeste diepe plassen door menselijk handelen ontstaan. Bij natuurlijke diepe meren kan gedacht worden aan pingoruïnes zoals het Uddelermeer die na de ijstijd als putten in het landschap zijn achtergebleven. Naar schatting zijn er in Nederland in totaal zo'n 500 tot 1000 diepe plassen (Osté et al., 2010). Deze zijn vaak relatief klein en indien kleiner dan 0,5 km2 in veel gevallen niet als KRW-waterlichaam geclassificeerd. Desondanks hebben de diepe plassen verschillende baten voor de maatschappij (ecosysteemdiensten). Zo kunnen ze worden gebruikt voor drinkwaterwinning, waterberging, koudewinning, voor woningen aan water, voor natuur en/of recreatie. Een recenter nieuw gebruik van diepe plassen is de berging van grond en baggerspecie. Sinds de inwerkingtreding van het Besluit bodemkwaliteit (regelgeving m.b.t. het bodembeleid in Nederland; Besluit Bodemkwaliteit, 2007), kunnen grond en baggerspecie worden gebruikt om diepe plassen te verondiepen ten behoeve van specieberging en/of herinrichting. Hierbij geldt dat er conform artikel 35 in dit besluit sprake moet zijn van een zogenaamde 'nuttige toepassing'. Als nuttige toepassing is onder meer aangemerkt: *"het verondiepen en dempen van oppervlaktewater met het oog op hoogwaterbescherming, de doelstellingen van de Kaderrichtlijn water, bevordering van natuurwaarden"*. Of de toepassing ook daadwerkelijk als nuttig - in termen van verbetering van de ecologie - is aan te merken is niet gestoeld op wetenschappelijk bewijs. Het is namelijk vaak niet of nauwelijks bekend wat de ecologische waarden van de plas waren vóór verondieping. Vanuit diverse onderzoeken is bekend dat diepe plassen/diepe zones in binnendijkse of buitendijkse plassen of nevengeulen ook over bijzondere ecologische waarden kunnen beschikken en hiermee een belangrijke functie kunnen hebben voor de natuur (o.a. Miranda, 2011; Søndergaard et al., 2018; Seelen et al., 2019; Collas, 2019). Door verondieping van deze diepe plassen kan een situatie ontstaan die in abiotisch en biotisch opzicht beter past in het riviersysteem. De ecologische waarden die in de loop van de tijd in een dergelijke diepe plas zijn ontstaan kunnen door verondieping (tijdelijk) verdwijnen. In een uiteindelijke afweging om te gaan verondiepen moeten onder meer deze aspecten worden meegenomen.

2.2 Morfologie

In Nederland zijn de meeste diepe plassen ontstaan door winning van zand, klei of grind voor de baksteen- en betonproductie. Na de tweede wereldoorlog hebben in het kader van de wederopbouw veel afgravingen plaatsgevonden (Jaarsma en Verdonschot, 2000). De meeste diepe plassen zijn dan ook relatief jong. Klei-afgravingen vonden overigens ook al plaats in de vroege Middeleeuwen, maar resulteerde veelal in relatief ondiepe plassen. Het oppervlak van diepe plassen in Nederland varieert, maar overwegend zijn diepe plassen tussen 1 en 50 hectare groot (o.a. Data Rijkswaterstaat Oost-Nederland). In het rivierengebied komen ook diepe plassen voor die semi-natuurlijk zijn ontstaan na het doorbreken van dijken. Dit zijn de zogenaamde wielen of kolkgaten.

Doordat al vanaf de Middeleeuwen dijken werden aangelegd en er in de loop van de geschiedenis heel wat dijkdoorbraken plaatsvonden, kunnen wielen eeuwenoud zijn (Nijboer et al., 2000). Wielen zijn doorgaans diep, maar hebben een betrekkelijk klein oppervlak. Doordat de dijk vaak om het wiel werd gelegd zijn er binnendijkse en buitendijkse wielen ontstaan. De buitendijkse wielen kunnen worden geïnundeerd door de rivier.

Wielen zijn vaak minder diep door de ontstaanswijze en jarenlange aanslibbing ten opzichte van de meeste (zand)afgravingen (10-25 meter) (Nijboer et al., 2000). Diepe zandafgravingen kunnen meer dan 50 meter diep zijn. Hierdoor kunnen zulke plassen onder invloed staan van dieper grondwater. In een buitendijks gelegen diepe plas is onder andere de bodemhoogte van de omringende uiterwaard in combinatie met de rivierconnectiviteit van grote invloed op het aandeel regenwater, kwelwater en rivierwater in de plas, hetgeen sterk bepalend is voor de verblijftijd en kwaliteit van het water. Hiermee samenhangend is een belangrijk verschil tussen buitendijkse diepe en ondiepe plassen de verhouding tussen watervolume en waterbodemoppervlak. Ondiepe plassen hebben een lage ratio watervolume:waterbodemoppervlak. Hierdoor zijn processen in de waterbodem van ondiepe plassen van grotere invloed op de nutriëntenhuishouding en waterkwaliteit dan in diepe plassen met een hoge ratio watervolume:waterbodemoppervlak. Tevens zullen waterstandfluctuaties in diepe plassen minder effect hebben op ecologische processen (zoals het ontstaan van algenbloei) dan in ondiepe plassen (Bakker en Hilt, 2016).

Afgravingen en ook wielen hebben meestal steile taluds met een beperkt areaal aan littorale zones. Natuurlijke meren op zand, veen en klei hebben deze steile taluds meestal niet of in veel mindere mate waardoor de omtrek:volume-ratio hoger is. Uit een rondvraag in het onderzoek van Osté et al., (2010) blijkt dat er regionale verschillen zijn in de hellingshoek van kunstmatige diepe plassen (binnen- en buitendijks). Zo zijn bijvoorbeeld taluds in plassen in Oost-Nederland doorgaans steiler aangelegd dan in het beheersgebied van Hoogheemraadschap Rijnland. Ook binnen een plas kan het talud variëren. Grofweg variëren taluds tussen 1:3 en 1:10, waarbij enkele decennia geleden vaak de steilere taluds (1:3) werden aangelegd. Wanneer taluds steil zijn en hierdoor niet of nauwelijks begroeid raken met vegetatie of er ontworteling plaatsvindt kan erosie optreden, wat ervoor zorgt dat de bodem van de plas bedekt raakt met oeversediment (Schutten et al., 2005). In sommige gevallen zijn getrapte taluds aanwezig. Bij huidige herinrichtingen worden vaak brede en flauwe oeverzones aangelegd, ten behoeve van het recreatief gebruik of voor het creëren van natuurwaarden.

Regen, (over)stroming, sterke wind en golfslag zorgen voor meer erosie van de oevers. In ondiepe plassen zullen over de gehele plas processen als erosie en resuspensie plaatsvinden, terwijl in diepe plassen deze processen hoogstens in de doorgaans smalle oeverzone plaatsvinden (Osté et al., 2010) als ook in de in- en/of uitstroom van aangetakte plassen. Sedimentatie van deeltjes zal voornamelijk plaatsvinden in de diepe en luwe zones van een plas, een proces dat ook wel ‘sediment funneling’ wordt genoemd. In diepe plassen kan ook verplaatsing van deeltjes/materiaal plaatsvinden door lokale stroming. Verder is de connectiviteit met andere wateren (bijvoorbeeld instromend rivierwater) en de strijklengte van de wind van invloed op deze processen en op de stratificatie in de plas.

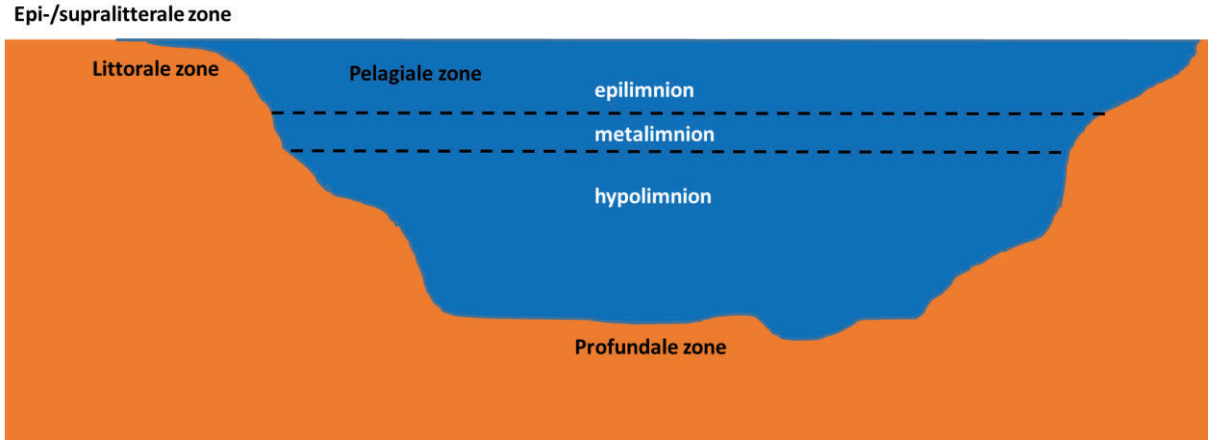
Diepe buitendijks gelegen plassen in uiterwaarden kunnen net als binnendijkse plassen temperatuurstratificatie vertonen. Dit geldt zowel voor diepe, geïsoleerde plassen (die zomers doorgaans niet overstromen), als voor diepe plassen die – via een open verbinding - permanent met de hoofdstroom verbonden zijn (Dionisio Pires, 2010; Royal Haskoning-DHV, 2010). In de volgende paragraaf wordt hier verder op ingegaan.

2.3 Stratificatie in diepe (uiterwaard)plassen

Stratificatie wordt beschouwd als het belangrijkste onderscheidende kenmerk van diepe plassen ten opzichte van ondiepe plassen (Penning et al., 2013). Hoewel stratificatie met name in diepe plassen op kan treden, vindt dit proces tijdens warme periodes van aanhoudende windstilte ook wel in minder diepe watersystemen plaats (microstratificatie genoemd, zie de Senerpont et al., 2013).

Diepe plassen kenmerken zich door een langdurig stabiele stratificatie die tijdens en vaak tot na de zomerperiode onder invloed van hogere temperaturen in de waterkolom optreedt (Brönmark en Hansson, 1998). Deze stratificatie ontstaat als gevolg van dichtheidsverschillen door opwarming. De ondiepe zone warmt het snelst op. Warm water heeft een lagere dichtheid dan koud water.

Gedurende de stratificatie kan de waterkolom worden opgedeeld aan de hand van het temperatuurverloop. De bovenste warme laag in de waterkolom is het zogeheten epilimnion (Figuur 1). Dit is tevens de laag waar zich vaak ook de fotische zone (de laag waar genoeg licht doordringt voor fotosynthese) bevindt en waar het meeste leven te vinden is. Waterplanten en algen hebben hier genoeg licht om te groeien en vissen hebben voldoende zuurstof. De warme bovenlaag gaat heel scherp, dat wil zeggen binnen korte afstand, over in de koude onderlaag (daling van circa ≥1 °C/m). Deze overgang heet de spronglaag of thermocline. De zone waarin zich de spronglaag bevindt wordt het metalimnion genoemd en vormt een fysisch-chemische barrière (zie ook paragraaf 2.5 Biogeochemische processen). Dit geldt vooral voor nutriënten en plankton met beperkte voorbewegingscapaciteit. Onder het metalimnion ligt het veel koudere (vaak circa 4-6 graden Celsius) en tevens donkere hypolimnion, waarin meestal beduidend minder flora en fauna aanwezig zijn.



Figuur 1. *Verschillende zoneringen die in diepe meren en plassen te vinden zijn.*
Figure 1. *Zonification present in deep water bodies.*

Stabiele stratificatie treedt op wanneer de warmte-energie die de gelaagdheid veroorzaakt groot genoeg is om de turbulentie-energie van wind en stroming die de gelaagdheid verstoort te compenseren. De stratificatie is afhankelijk van extrinsieke kenmerken (instromend water vanuit de hoofdstroom van de rivier, meteorologische aspecten) en intrinsieke kenmerken van de plas zoals waterdiepte, strijklengte en oppervlakte (Boehrer en Schultze, 2008). Plassen met een kleinere strijklengte zijn vaak minder diep gestratificeerd. Dat komt doordat met name de strijklengte bepaalt in hoeverre windenergie de warmte van het epilimnion naar diepere lagen kan transporteren (Brönmark en Hansson, 1998). Hoe groter de strijklengte hoe groter de menging van de bovenste waterlagen en hoe dieper de warmte kan indringen. Een sterkere windwerking kan ervoor zorgen dat de gescheiden waterlagen weer mengen en de stratificatie (soms tijdelijk) wordt opgeheven. Na de zomer nemen de zonkracht en omgevingstemperatuur af en vervolgens ook de

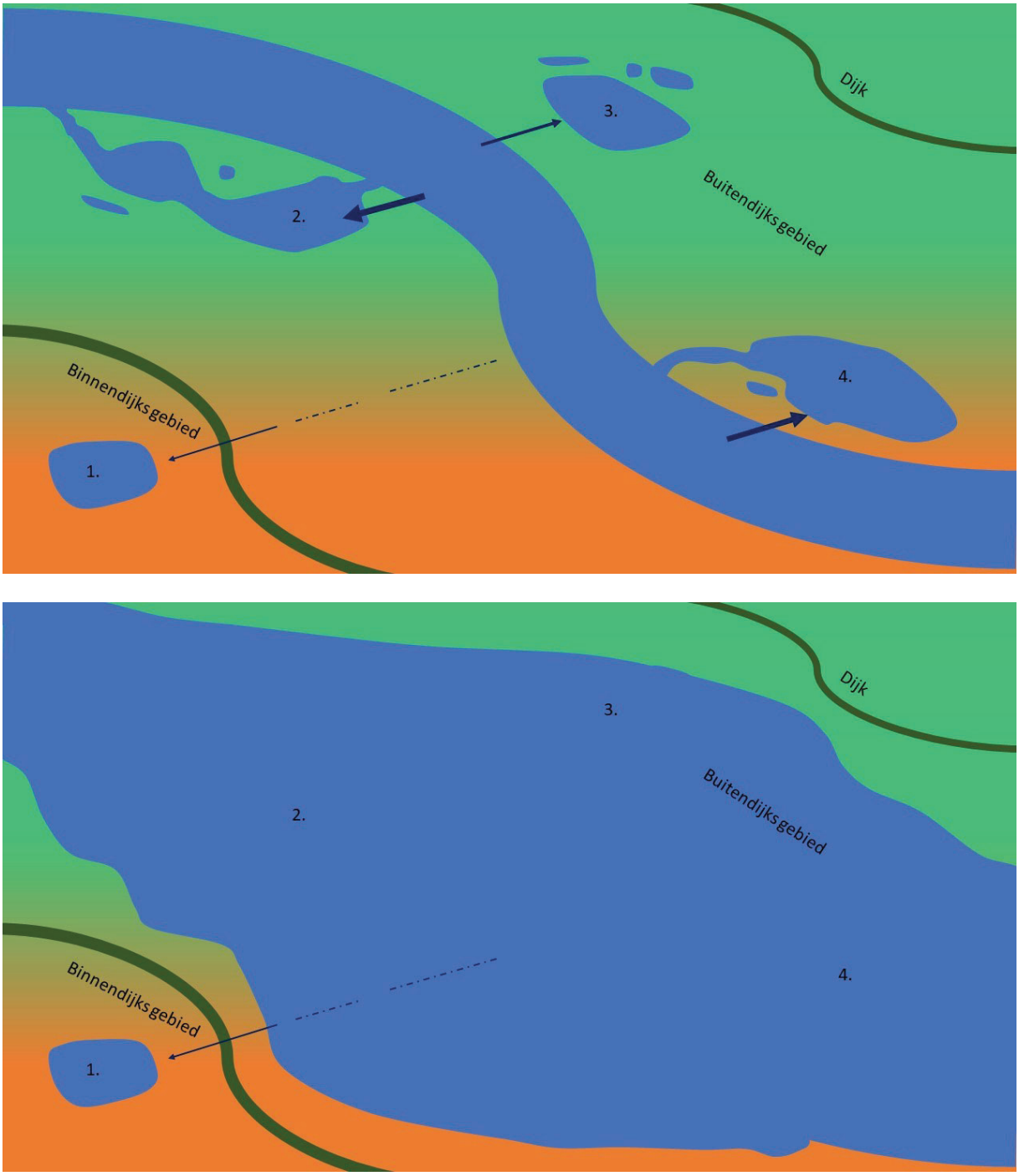
watertemperatuur in het epilimnion. Onder invloed van najaarswind kan de (stabiele) stratificatie dan snel worden opgeheven. Dit wordt ook wel de najaars- of herfstomkering genoemd (Wetzel et al., 2001; Boehrer en Schultze, 2008).

Niet alleen is er een temperatuurgelaagdheid bij het optreden van stratificatie, maar vaak is er ook een zuurstofgelaagdheid in meer of mindere mate. Dit komt enerzijds doordat atmosferisch zuurstof in het epilimnion oplost, en anderzijds doordat door de stratificatie, het hypolimnion niet gemengd wordt met het bovenliggende water. Hiernaast wordt er weinig zuurstof geproduceerd in het donkere hypolimnion omdat hier doorgaans nauwelijks fotosynthese kan plaatsvinden (Brönmark en Hansson, 1998) terwijl er tegelijkertijd zuurstof wordt geconsumeerd door afbraakprocessen in de bodem. Het gevolg is dat er minder opgelost zuurstof aanwezig is in het hypolimnion dan in het epilimnion. De sterke overgang tussen de zuurstofrijke en zuurstofarmere laag wordt ook wel de oxycline genoemd.

2.4 Hydrologische processen in het rivierengebied

In een riviersysteem zijn verschillende routes waarlangs water zich verplaatst: longitudinaal (stroomrichting van het water in de rivier), lateraal (dwars op de stroomrichting, naar de overstromingsvlakte) en verticaal (uitwisseling tussen grond- en oppervlaktewater). Het relatieve belang van deze routes kan in de tijd variëren, door successie en verjonging van het systeem (Wolters et al., 2001). Het uiterwaardengebied kan periodiek inunderen door overstroming en/of door neerslag en grondwatertoevoer (Bayley en Sparks, 1989).

De plassen in de uiterwaarden maken deel uit van het rivierecosysteem. Dit geldt voor alle plassen in de uiterwaarden, dus zowel de diepe, ondiepe, aangetakte als geïsoleerde wateren. Verreweg de meeste van deze wateren staan in meer of mindere mate in contact (connectiviteit) met de rivier: ze zijn één- of tweezijdig aangetakt of zijn relatief geïsoleerd en kunnen overstromen tijdens hoogwater (
Figuur 2). In het Nederlandse rivierengebied bepaalt de aanwezigheid van kades en (zomer)dijken voor een groot deel de mate van overstroming, waardoor de buitendijkse plassen sterk beïnvloed kunnen worden door rivierwater, terwijl de binnendijkse plassen nabij rivieren hooguit via grondwaterstromen beïnvloed worden. Logischerwijs zullen de plassen die sterk onder invloed staan van de rivier qua watersamenstelling grote overeenkomsten vertonen met het rivierwater. Hoe kleiner de invloed van de rivier, hoe meer eigen of interne processen in de plas de watersamenstelling en daarmee samenhangend de ecologische waarden bepalen. De verwachting is dat dit beeld veel overeenkomsten zal vertonen met de processen zoals die voor ondiepe plassen zijn beschreven (van Geest, 2005). Echter, bij diepe plassen is nog onvoldoende duidelijk in hoeverre de rivier de diepe plassen ook op grotere diepte beïnvloedt.



Figuur 2. *Schematische weergave van verschillende typen plassen in het rivierengebied. Boven: 1. Geïsoleerde plas binnendijks, 2. Tweezijdig aangetakte plas, 3. Geïsoleerde plas buitendijks en 4. Eenzijdig aangetakte plas. De donkerblauwe pijlen → geven de mate van rivierinvloed aan bij laag en gemiddeld peil. Pijl richting 1. Rivierkwel, 2. Permanent tweezijdige invloed rivierwater en overstroming bij hoogwater, 3. Rivierkwel en overstroming bij hoogwater en 4. Permanent eenzijdige invloed rivierwater en overstroming bij hoogwater. Onder: Bij hoogwater kan het buitendijksgebied geheel of gedeeltelijk inunderen.*

Figure 2. *Schematic representation of different types of lakes in the river basin. Above: 1. Isolated lake inside the dikes, 2. Two-sided connected lake, 3. Isolated lake outside the dikes (in floodplain) and 4. One-sided connected lake. The dark blue arrows indicate the degree of river influence at low and medium waterlevels. Arrow direction 1. River seepage, 2. Permanent bilateral influence of river water and flooding at high water level, 3. River seepage and flooding at high water level and 4. Permanent unilateral influence of river water and flooding at high water level. Below: At high tide, the outer dike area may inundate completely or partly.*

2.4.1 Verblijftijd en stofbelasting

Voor watersystemen zijn de begrippen verblijftijd en daarmee samenhangend stofbelasting van belang. De verblijftijd van water in een watersysteem is van grote invloed op de fysisch-chemische waterkwaliteit, maar daarmee ook op de biotische elementen van een watersysteem. De verblijftijd van water in een watersysteem kan worden berekend door het volume te delen door het debiet van de inkomende waterstromen (Osté et al., 2010). Bij een korte verblijftijd is de aan- en afvoer van water groot ten opzichte van het watervolume. Anders gezegd is de hydraulische belasting in deze situatie groot. Dit betekent dat ook de belasting van opgeloste stoffen of gesuspendeerde deeltjes in zo'n situatie groot kan zijn. Uiteraard ook afhankelijk van de concentratie van deze stoffen of deeltjes. Er is veel onderzoek gedaan (o.a. Scheffer, 2004; Hilt et al., 2011) naar het (ecologisch) functioneren van plassen en de rol van verblijftijd, stofbelasting (m.n. nutriëntenbelasting) en draagkracht. Ondiepe en diepe plassen hebben verschillende ecologische toestanden waarin zij kunnen verkeren (Alternative Stable States). In welke toestand een plas zich bevindt is afhankelijk van belasting en draagkracht. Systeemkenmerken van een plas, zoals strijklengte, diepte en bodemtype zijn bepalend voor de draagkracht of anders gezegd bepalen de weerstand tegen systeemveranderingen.

De plassen in het rivierengebied zijn onderdeel van het riviersysteem, waarin sterke peilfluctuaties, wisselingen in overstromingsdiepten, stroomsnelheden en debieten belangrijke kenmerken van zijn. Uiterwaardplassen zijn echter niet de rivier zelf. De plassen hebben immers eigen systeemkenmerken. In welke mate systeemkenmerken in een plas tot expressie komen is afhankelijk van de mate waarin de plas verbonden is met de rivier. Met name de uitwisseling van stoffen en organismen tussen de rivier en plas is bepalend voor de soortensamenstelling in uiterwaardplassen (Junk et al., 1989; Wolters et al., 2001). Dit is een onderscheidend kenmerk ten opzichte van de meer stagnante plassen buiten het rivierengebied. Deze uitwisseling kan worden uitgedrukt in verblijftijden in een plas en is mede afhankelijk van bovengenoemde rivierkenmerken als stroomsnelheid.

2.4.2 Invloed van de rivier

Langs de Nederlandse rivieren zijn de maximale stroomsnelheden vrij beperkt, en liggen veelal in de range van 1,5 – 2,5 m/s (al kunnen in de Grensmaas lokaal uitschieters tot 5 m/s voorkomen). De minimale stroomsnelheid varieert van 0,1 m/s in stuwpanden (Nederrijn, Maas) tot 0,5 – 1 m/s in ongestuwde trajecten (Rura-Arnhem et al., 2017; Vieira da Silva & Lokin, 2019). De Rijn voert gemiddeld circa 2200 m^3/s af met een variatie tussen 600 en 16000 m^3/s. Voor de Maas is dit circa 200 m^3/s met een variatie tussen 20 en 3500 m^3/s (RWS WVL, 2020). De gemiddelde waterstand in de Rijn bij Lobith is zo'n 10 meter (RIKZ, 1994) met mogelijk lage waterstanden <7,25 m en extreem hoge waterstanden >16,5 m (Rijkswaterstaat, 2021) zoals het geval was in 1995. Sinds 2002 hebben er zich relatief weinig hoogwaters voorgedaan, waardoor er weinig overstroming van geïsoleerde plassen heeft plaatsgevonden (Reeze et al., 2017). In de Maas bij St. Pieter (gestuwd traject) is de gemiddelde waterstand circa 44 m (RWS zuid, 2019) met laagwater bij <43,9 m en extreem hoge waterstanden >47,2 m, zoals het geval was in o.a. 1993 en 2021 (Rijkswaterstaat, 2021). Onregelmatige seizoensgebonden peilfluctuaties, overstromingsfrequentie, gestuwd of vrij stromende rivier, kwel en/of wegzijging zijn belangrijke factoren die van invloed kunnen zijn op zowel ondiepe als diepe uiterwaardplassen (Wolters et al., 2001; Geerling et al., 2016).

Tijdens een overstroming transporteert het water van de rivier opgeloste voedingsstoffen en zwevend stof (vanuit en) naar de uiterwaard en dus ook naar de hierin gelegen buitendijkse plassen. In de Rijntakken sedimenteert circa 8% van het aangevoerde slib in de uiterwaarden, voor de Maas is dit circa 50% (Wolters et al 2001). Grote diepe plassen in de uiterwaard kunnen daarmee leiden tot minder sedimenttransport doordat ze als slibvang werken (Peters en Kurstjens, 2008). Het zwevend stof bezinkt in een dergelijke plas en is niet meer beschikbaar in de rivier. In tweezijdig aangetakte plassen met een hoge dynamiek kan zwevend stof ook weer makkelijk

uitstromen. Afhankelijk van de hoeveelheid en het type sediment in het rivierwater, de ligging van de plas en stroomsnelheden zal er sedimentatie en/of erosie optreden in de plas (Geerling et al., 2016). Stilstaande wateren in overstromingsvlakten zullen geleidelijk opslibben door aanvoer van zwevend materiaal uit de rivier, in combinatie met dood organisch materiaal dat afkomstig is van plantengroei in deze plassen (Wolters et al., 2001). Hierdoor kunnen wateren op lange termijn verlanden. De voedselrijkdom in de uiterwaard zal door sedimentatie worden gereflecteerd door de voedselrijkdom in de rivier. Het bezonken substraat in een plas is vaak rijk aan organisch materiaal en zal daarom van invloed zijn op de voedselrijkdom van de plas (Bayley en Sparks, 1989; Schmutz en Sendzimir, 2018). De uiterwaarden als systeem zullen echter vervolgens een eigen nutriëntencyclus ontwikkelen aangezien abiotische condities die de biogeochemie beïnvloeden en organismen sterk kunnen afwijken van de rivier (Bayley en Sparks, 1989). Ophoping van slib in een diepe plas kan tevens zorgen voor minder grondwaterpeilfluctuaties in met name diepe zandafgravingen doordat slib vaak minder permeabel is (Wolters et al., 2001).

De mate van inundatie (hoeveelheid en duur), kwelinvloed en de instroomsnelheid via de aantakking zijn van invloed op de waterkwaliteit, processen (o.a. stratificatie, sedimentatie, erosie) en ecologie (o.a. kolonisatie, plankton, vissen) in de plas (van den Brink et al., 1993 en 1994; Wolters et al., 2001; Cross et al., 2014; Geerling et al., 2016; Schmutz en Sendzimir, 2018).

Voor de waterkwaliteit in diepe uiterwaardplassen speelt de mate van uitwisseling van water tussen de plas en de rivier een belangrijke rol. Een belangrijke vraag hierbij is in hoeverre de rivier het stratificatiepatroon en (daarmee) de waterkwaliteit in diepe uiterwaardplassen beïnvloedt. In permanent verbonden plassen kan een aanzienlijke wateruitwisseling tussen de rivier en plas optreden, maar dit is afhankelijk van veel verschillende factoren zoals de mate van aantakking, de breedte van de instroomopening, de waterdiepte en het volume van de plas, als ook het debiet van de rivier en de instroomsnelheid van rivierwater naar de plas. Door de grote waterstandfluctuaties in een rivier (die meerdere meters kan zijn) kan de waterstand sterk variëren in uiterwaardplassen. In de zomer wanneer stratificatie op kan treden zijn de waterstanden in de rivier doorgaans het laagst. Dit resulteert ook in de laagste waterstanden in de plas waardoor de maximale diepte van deze plassen in de zomer van belang is voor het al dan niet optreden van stratificatie.
Niet alleen de mate van connectiviteit is van belang, maar ook het moment in het jaar waarop er veel of weinig connectiviteit is. Een diepe plas die bijvoorbeeld alleen in de wintermaanden in contact staat met de rivier, zal immers sneller kunnen stratificeren dan een diepe plas die in de zomer tot een grotere diepte in verbinding staat met de rivier.

Vanuit de literatuur zijn er zeer weinig temperatuurmetingen (dieptegradiënt) bekend van diepe (zandwin)plassen in het Nederlandse rivierengebied. Slechts van twee eenzijdig aangetakte diepe plassen zijn hierover gegevens bekend, namelijk De Gouden Ham nabij Maasbommel (langs de Gestuwde Maas; Dionisio Pires, 2010) en het Eiland van Maurik (langs de gestuwde Nederrijn; Royal Haskoning-DHV, 2010). In beide plassen werd een duidelijke temperatuurstratificatie waargenomen tijdens het groeiseizoen. Van laatstgenoemde plas zijn meer gedetailleerde metingen beschikbaar vanuit het jaar 2010 (Royal Haskoning-DHV, 2010). Voor twee locaties in deze plas zijn tijdreeksen beschikbaar van het verloop van de watertemperatuur en nutriënten op verschillende waterdieptes. Eén locatie lag op circa 450 meter afstand vanaf de opening van de plas met de rivier, terwijl de ander op grote afstand (circa 2,3 km) van de instroomopening was gelegen. Op beide locaties werd een duidelijke temperatuurstratificatie over de waterdiepte vastgesteld, startend vanaf april tot het einde van het groeiseizoen. Daarbij waren de concentraties van ortho-fosfaat op één meter waterdiepte op kleinere afstand tot de rivier hoger dan op grotere afstand. Een meer gedetailleerde vergelijking tussen beide monsterpunten is echter niet mogelijk, omdat de waterdiepte op beide locaties sterk verschillend was, evenals de bemonsterde waterdieptes. Niettemin blijkt uit deze gegevens dat temperatuurstratificatie ook in eenzijdig aangetakte diepe plassen kan optreden. Beide plassen liggen wel in een gestuwd riviertraject met relatief stabiele waterpeilen, waardoor de wateruitwisseling tussen de plas en rivier gering is. In

hoeverre deze stratificatie stabiel blijft in ongestuwde riviertrajecten met grotere peilfluctuaties en daarmee een grotere wateruitwisseling, is nog onduidelijk.

Eveneens blijkt uit deze resultaten dat de fosfaatconcentraties hoger kunnen zijn op een kortere afstand tot de rivier. Dit zou veroorzaakt kunnen worden door een grotere uitwisseling met rivierwater, waardoor water uit de warmere bovenlaag (epilimnion) regelmatig wordt ververst door nutriëntenrijker rivierwater. Op grotere afstand is het aandeel met rivierwater kleiner, met lagere fosfaatconcentraties tot gevolg. Deze veronderstelde mechanismen zijn op dit ogenblik nog werkhypotheses, die niet getoetst kunnen worden aan de hand van beschikbare literatuurgegevens.

Onderzoek in buitenlandse uiterwaardplassen laat tevens zien dat net zoals bij de binnendijkse plassen, deze buitendijks gelegen plassen tijdens de zomerperiode stabiel kunnen stratificeren (Knowlton en Jones, 2003; Ford et al., 2002; Li et al., 2018). Daarbij kunnen diepte en de mate van connectiviteit met de rivier en de temperatuur van het rivierwater een grote rol spelen in het doorbreken van stratificatie. Knowlton en Jones (2003) vonden ook dat in een niet aangetakte buitendijkse plas de stratificatie juist een effect had op het inkomende water tijdens overstroming: inkomend warmer rivierwater beperkte zich tot het epilimnion van de plas en mengde niet met diepere waterlagen.

Quickscan 24 uiterwaardplassen
In deze OBN-studie is naast de literatuurstudie ook veldonderzoek uitgevoerd. Inmiddels is bekend vanuit de uitgevoerde quickscans van 24 uiterwaardplassen en vervolgonderzoek van enkele van deze plassen, dat stratificatie in zowel niet-aangetakte als aangetakte uiterwaardplassen voor kan komen. Deze resultaten worden in hoofdstuk **Fout! V erwijzingsbron niet gevonden.** verder uitgewerkt en toegelicht.

2.4.3 Invloed van regionale grondwaterstromingen

Diepe plassen in uiterwaarden kunnen dus gevoed worden door rivierwater (via overstromingen of permanente aantakking, zie vorige paragraaf) en/of - indirect - via het grondwater. Via deze laatste route kan onderscheid gemaakt worden tussen enerzijds ondiepe grondwaterstromingen die gestuurd worden door de rivierafvoer en anderzijds diepe kwel uit regionale grondwaterstromen, veelal afkomstig uit pleistocene zandgronden.

Op plaatsen waar zich langs de rivier hoge terreinen bevinden zoals het Veluwemassief, de Utrechtse Heuvelrug of de Maasterrassen, treedt grondwaterstroming op richting de uiterwaarden en de daarin gelegen plassen (Barts en Van Swaay, 2019). Met name langs de Maas bestaat invloed van deze diepe kwelstromen (Peters en Kurstjens, 2008). In plassen waar grondwateraanvoer een groot aandeel heeft kan dit van invloed zijn op het stratificatieproces (Boehrer en Schultze, 2009; Kettle et al., 2012).

Verschillen in de mate van toestroming van grondwater komen naar verwachting vooral tot uiting in geïsoleerde uiterwaardplassen, die alleen bij hoge rivierafvoeren (veelal tijdens niet-gestratificeerde condities in het winterhalfjaar) worden geïnundeerd. De waterkwaliteit van diepe geïsoleerde plassen kan hierdoor beduidend anders zijn dan die van nabijgelegen ondiepe plassen. Zo waren de concentraties van calcium en bicarbonaat duidelijk hoger in een recent aangelegde diepe geïsoleerde zandwinplas in een uiterwaard bij Ochten (langs de Waal) in vergelijking met omringende ondiepe uiterwaardplassen (van der Wyngaert, 2002). Deze verschillen in waterkwaliteit werden echter tenietgedaan door winterinundaties (van der Wyngaert, 2002; Roozen et al., 2005). Tijdens deze inundaties wordt een groot deel van het water in deze plassen ververst, waardoor verschillen in waterkwaliteit in belangrijke mate weer verdwijnen (Wolters, 2001; Roozen et al., 2005). Dit geldt vooral voor ondiepe plassen, waar periodieke inundatie met rivierwater

kwantitatief een veel groter aandeel heeft dan de aan- en afvoer van grondwater. Vanwege de veel grotere diepte wordt in zandwinplassen mogelijk een flink deel van het water niet vervangen door rivierwater tijdens overstromingen. Dit is echter een kennislacune.

2.4.4 Peilfluctuaties in aangetakte diepe plassen

In permanent aangetakte diepe wateren zijn de peilfluctuaties van de plassen (nagenoeg) identiek aan het peilverloop van de aangrenzende rivier (zie hiervoor onder paragraaf 2.4.2).

2.4.5 Peilfluctuaties in meer geïsoleerde wateren

In geïsoleerde plassen kunnen fluctuaties van het rivierpeil via ondiep grondwater in de uiterwaarden doorwerken in het peilverloop van uiterwaardplassen (Ramaker et al., 1999). Doorslaggevend hierbij is de hydrologische weerstand van de bodem. Deze wordt bepaald door de bodemsamenstelling. In plassen met een zandbodem beweegt het waterpeil sterker met de rivier mee dan in plassen met een (veel slechter doorlatende) kleibodem. De kleilaag in de Nederlandse uiterwaarden is veelal niet dikker dan enkele meters. Diepe plassen die in de afgelopen decennia zijn aangelegd doorsnijden deze kleilaag en hebben veelal een zandbodem, waardoor fluctuaties in het rivierpeil sterk doorwerken op het waterpeil in de plas. Diepe wielen kunnen een kleibodem hebben, vanwege de afzetting van kleideeltjes tijdens eeuwenlang regelmatig terugkerende rivieroverstromingen. Daarbij speelt ook de afstand tot de rivier een belangrijke rol. Naarmate een plas dichter bij de rivier ligt, ondervinden rivierafvoer-gestuurde fluctuaties minder weerstand tijdens het transport in het grondwater en reageert het waterpeil in de plas sneller op het rivierpeil.

Rivierafvoer-gestuurde peilfluctuaties hebben een grote invloed op het peilregime in diepe geïsoleerde plassen. Voor twee diepe plassen bij Ochten is berekend dat het verschil in waterpeil tussen de hoogste en laagste gemiddelde waterstand circa 2 meter bedroeg met rivieroverstroming en circa 1,5 meter zonder overstromingen (Wolters, 2001). Dit betekent dat het grootste deel van de peilfluctuaties in de plas veroorzaakt werden door grondwaterstroming onder invloed van de rivier en niet door rivieroverstromingen. Verder blijkt dat de fluctuaties in het rivierpeil vertraagd doorwerken in het waterpeil in de plas: afhankelijk van de weerstand van de bodem voor grondwatertransport kan deze vertraging tot drie maanden oplopen (Wolters, 2001).

2.4.6 Verschillen in peildynamiek tussen riviertakken

Tussen de riviertakken zijn grote verschillen in peilregime. De Boven-Rijn en de Waal zijn de meest dynamische trajecten. Op het punt waar de Rijn Nederland binnenstroomt (Lobith), treden grote verschillen in peilen op tijdens het groeiseizoen. Ook in de bovenloop van de IJssel komen forse peilfluctuaties voor, al zijn deze geringer dan langs de Waal. Deze fluctuaties van het rivierpeil zullen doorwerken in het peilregime van diepe uiterwaardplassen. Het waterpeil in aangetakte wateren volgt hierbij direct het peilverloop van de rivier, terwijl in geïsoleerde plassen deze peilfluctuaties gedempt zijn. Daarentegen is het rivierpeil in grote delen van de Neder-Rijn, Lek en Maas gereguleerd door stuwen, die alleen geopend worden bij hoge rivierafvoeren. De stuwen leggen een vastgesteld waterpeil vast en hebben geen of beperkt invloed op het overstromingsregime van de uiterwaarden langs deze rivieren. Zodoende is het natuurlijke peilregime – met periodiek lage rivierpeilen – vervangen door een vrij stabiel hoger waterpeil. Hierdoor is de amplitude van rivierafvoer-gestuurde peilfluctuaties in plassen langs de gestuwde rivierlopen ook veel kleiner. De plassen kunnen weliswaar ook gevoed worden door (regionale) kwel vanuit pleistocene zandgronden, maar de waterstanden in deze plassen zullen in de eerste plaats bepaald worden door het rivierpeil en niet door kweldruk van de regionale grondwaterstromen.

2.5 Biogeochemische processen

Naast de oppervlaktewaterkwaliteit is de waterbodem een cruciale factor in biogeochemische processen in een plas. De biogeochemische eigenschappen van diepe (zandwin)plassen worden onder meer bepaald door fysisch-chemische eigenschappen van de waterbodem. In principe gaat het hier om de waterbodem die is achtergebleven na de winning van zand, klei of grind. Meestal zal het gaan om zandbodems maar ook klei- en veenlagen kunnen voorkomen. Door connectiviteit en overstroming met rivierwater en erosie kan er ook snel sedimentatie/opslibbing plaatsvinden, wat mede zal afhangen van de (in)stroomsnelheid in de plas of strang (Schmutz en Sendzimir, 2018). Daarnaast kan er gebiedsvreemd bodemmateriaal zijn ingebracht, bijvoorbeeld als onderdeel van een (gedeeltelijke) verondieping/herinrichting.

2.5.1 Invloeden op waterkwaliteit

De Maas en de Rijn behoorden eind vorige eeuw tot de meest eutrofe rivieren in Europa (van den Brink et al., 1993). In de afgelopen decennia is de waterkwaliteit echter sterk verbeterd (Peters en Kurstjens, 2008; Reeze et al., 2017). De duur van overstroming (en mate van connectiviteit) van een uiterwaard door Rijn -of Maaswater kan een effect hebben op nutriëntengehaltes in het oppervlaktewater van uiterwaardplassen en ook (rivier)kwel kan ook van invloed zijn op de biogeochemie in een plas (van den Brink et al., 1993; 1996).

Wanneer een plas permanent aangetakt is, heeft de rivier een sterkere invloed op de waterkwaliteit dan wanneer een plas niet is aangetakt (Knowlton en Jones, 2003; Cross et al., 2014). Zoals internationaal onderzoek aan strangen en diepe zand- en grindwinputten in het rivierengebied laat zien, wordt de invloed van het rivierwater op deze wateren bepaald door de mate van connectiviteit met de aanpalende rivier (Chalupova et al., 2012). Hierbij volgen permanent verbonden diepe plassen in grote lijnen de waterkwaliteit van de rivier. Ook uit onderzoek in Rijn- en Maasuiterwaarden blijken in diepe aangetakte plassen de nutriëntconcentraties bijvoorbeeld hoger dan in diepe geïsoleerde plassen (van den Brink et al., 1994). Wanneer een plas gestratificeerd is zal vanwege de fysisch-chemische barrière die de spronglaag vormt, waardoor er weinig tot geen uitwisseling is tussen het ondiepe epilimnion en het hypolimnion, het hypolimnion sowieso niet de waterkwaliteit van de rivier volgen. Dit is echter nog weinig onderzocht. Tweezijdig sterk aangetakte plassen zullen bijvoorbeeld dan ook qua ecologie, hydrologie in waterkwaliteit meer gelijkenis tonen met de rivier dan meer geïsoleerde plassen (Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.), maar dit is sterk afhankelijk van de mate van in- en uitstroom.

Buiten de invloed van grond- en rivierwater op de waterkwaliteit in diepe plassen (o.a. Schep et al., 2009; Kirilova et al., 2010) zijn ook neerslag en afspoeling vanuit de omringende percelen van invloed. Omliggend landgebruik kan hierbij medebepalend zijn voor nutriëntenconcentraties in de diepe plas (Nielsen et al., 2012). De oorsprong van een diepe plas alsmede het type aanvoerwater zijn dan ook belangrijk voor het functioneren van een (diepe) plas en de trofische status (Kirilova et al., 2010). Zelfs als diepe plassen dicht bij elkaar liggen kunnen er onderling grote verschillen in waterkwaliteit bestaan.

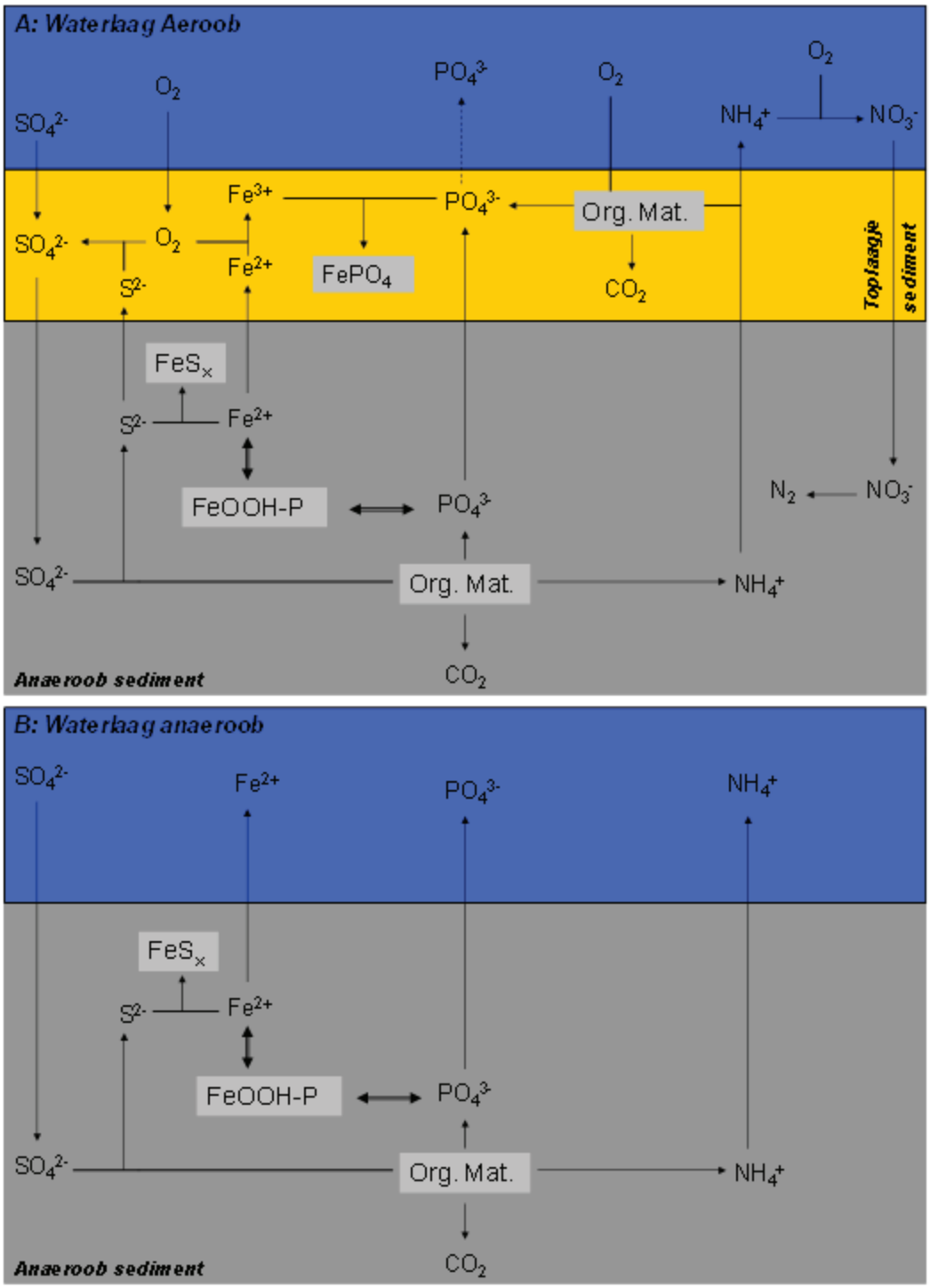
In ondiepe systemen heeft de waterbodem een grote invloed op de waterkwaliteit. Waterbodems spelen dan ook een belangrijke rol in de nutriëntenhuishouding van ondiepe plassen, poelen en meertjes in uiterwaarden (Geurts et al., 2008). In principe spelen in buitendijkse plassen veel dezelfde fysisch-chemische processen als in binnendijkse plassen, alleen de mate waarin deze tot expressie komen in het oppervlaktewater kan variëren vanwege de wisselende invloed van de rivier. Waterbodems kunnen nutriënten opslaan, maar er kan ook nalevering van nutriënten uit de waterbodem naar de waterlaag plaatsvinden. Voor diepe plassen is de ratio watervolume:bodemoppervlak hoog waardoor de invloed van de waterbodem relatief minder groot is. Toch kan na verloop van tijd ook in diepe plassen de waterbodem een cruciale rol spelen voor

de waterkwaliteit. Tijdens overstromingen door de rivier wordt regelmatig voedselrijk slib afgezet, waardoor de voedselrijkdom van de plassen toeneemt. Op de langere termijn heeft dit grote invloed op het ecologisch functioneren van een plas.

In net opgeleverde (zand)winplassen is de productiviteit van de waterbodem in eerste instantie vaak beperkt. Wanneer het water waarmee de plas is gevuld weinig nutriënten bevat zal er sprake zijn van (zeer) helder, voedselarm (oligotroof) water, waarmee afhankelijk van de diepte van de plas bodemzicht kan optreden. Een intensievere wateruitwisseling tussen de rivier en diepe plas vergroot de turbiditeit en nutriëntentoevoer naar de plas, zeker wanneer het rivier sterk geëutrofieerd is, zoals in de jaren tachtig van de vorige eeuw (van den Brink et al., 1993). Daar waar sprake is van bodemzicht in de plas kunnen zich wortelende waterplanten of benthische algen vestigen op de bodem. De productie van de planten hangt met name af van de beschikbaarheid van opneembare voedingsstoffen/nutriënten en dan vooral van fosfor (P). Een ander belangrijk nutriënt is stikstof (N), welke in de meeste gevallen voldoende aanwezig is. De fosfor-beschikbaarheid in diepe plassen is in eerste instantie doorgaans laag.

2.5.2 Nutriëntenbeschikbaarheid in de bodem

In de diepere bodemlagen van de waterbodem (dus de lagen onder het bodemoppervlak) is de beschikbaarheid van fosfor meestal laag. Dit wil echter niet zeggen dat deze bodems geen fosfor bevatten, maar vooral dat het fosfor goed is gebonden. Een deel kan in de vorm van calciumfosfaatverbindingen aanwezig zijn. Deze fosfaatverbindingen zijn over het algemeen nauwelijks beschikbaar voor waterplanten. Dit calciumgebonden fosfaat kan alleen vrijkomen door extreme verzuring of door mycorrhiza-schimmels. Sommige waterplanten werken samen met deze schimmels, vooral in bodems die niet volledig anaeroob (zuurstofloos) zijn (o.a. Baar et al., 2011). Verder is een deel van het fosfaat aanwezig als aluminium- en ijzerzouten en geadsorbeerd aan aluminium- en ijzer(hydr)oxides. Veel van het ijzer is in geoxideerde vorm in de bodem aanwezig als driewaardig ijzer (Fe3+) waaraan fosfaat goed kan binden.



Figuur 3. *Interacties tussen de zwavel-, ijzer- en fosforkringloop in wateren met een zuurstofhoudende (aerobe) waterlaag (A) en wateren met een zuurstofarme (anaerobe) waterlaag (B). In geel is het geoxideerde toplaagje van de waterbodem (het sediment) weergegeven. Dit laagje is meestal maar enkele millimeters dik.*

Figure 3. *Interactions between the sulfur, iron, and phosphorus cycles in waters with an oxygenated (aerobic) water layer (A) and waters with an oxygen depleted (anaerobic) water layer (B). The oxidized top layer of the sediment is shown in yellow. This layer is usually only a few millimeters thick.*

In de zuurstofhoudende toplaag van de waterbodem vindt aerobe afbraak van organisch materiaal plaats (o.a. Brönmark en Hansson, 1998) (Figuur 3A). De afbraak wordt gedreven door redoxreacties die worden uitgevoerd door verschillende micro-organismen die hier energie uithalen. Bij de redoxreacties vindt uitwisseling van elektronen plaats tussen een donor (staat elektronen af)

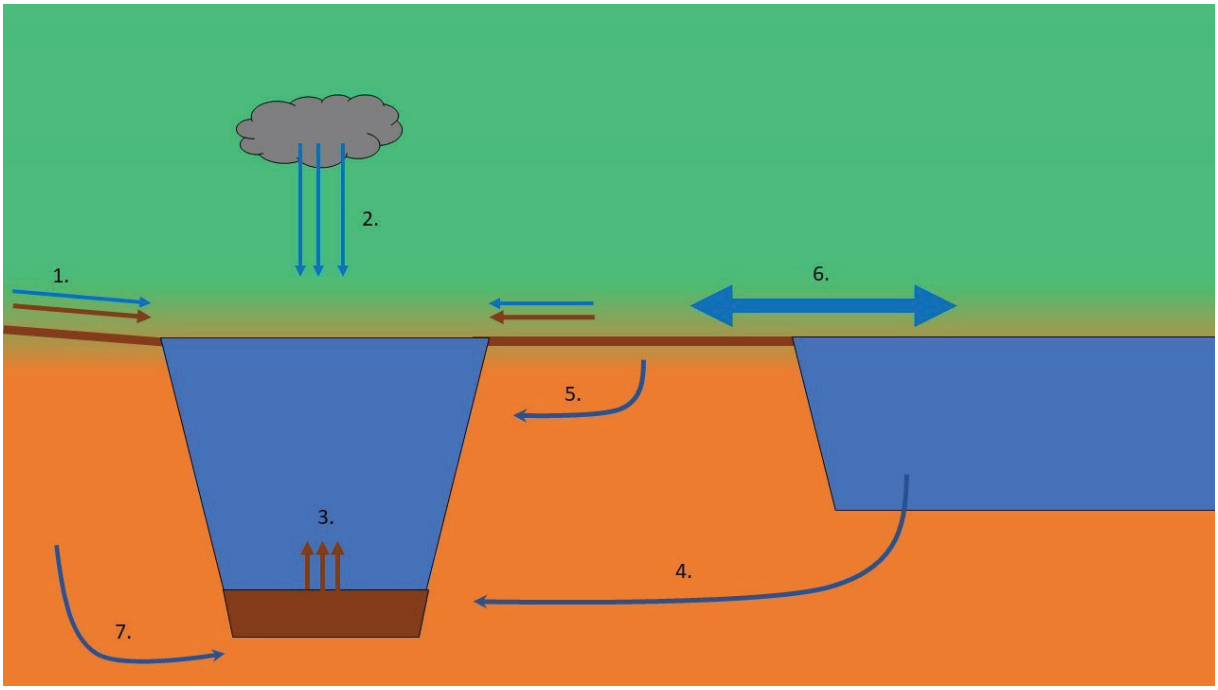
en een acceptor (neemt elektronen op). Organisch materiaal vormt in aquatische systemen het donormateriaal. Voor de afbraak van het organisch materiaal is de beschikbaarheid van elektronenacceptoren van belang (Smolders et al., 2006). Zuurstof is een zeer sterke acceptor en zal, wanneer aanwezig, vrijwel altijd als de preferente elektronenacceptor optreden. Bacteriën die zuurstof kunnen gebruiken om organisch materiaal af te breken kunnen hier namelijk veel meer energie uithalen dan bacteriën die andere elektronenacceptoren gebruiken; hierdoor kan de eerstgenoemde bacteriegroep sneller groeien, waardoor ze een competitief voordeel hebben.

Dieper in de waterbodem (> 1 cm diepte) is meestal geen zuurstof meer beschikbaar; de bodem is dan anaeroob; Figuur 3B). Onder anaerobe omstandigheden vindt de afbraak van organisch materiaal plaats door bacteriën die andere stoffen als elektronenacceptor gebruiken. Dit worden alternatieve elektronacceptoren genoemd (Smolders et al., 2006). Na zuurstof zijn respectievelijk nitraat, mangaan(V), ijzer(III), en sulfaat de energetisch meest gunstige elektronenacceptoren. Kwantitatief zijn ijzer en/of sulfaat meestal de belangrijkste in anaerobe bodems (Figuur 3). Door de productie van organisch materiaal kan het slecht oplosbare driewaardige ijzer gaan functioneren als alternatieve elektronenacceptor. Hierbij wordt het omgezet naar het goed oplosbare tweewaardige ijzer (Fe^{2+}). Het fosfor dat aan de ijzer(III)hydroxides was gebonden en het fosfor dat in het organische materiaal aanwezig was komt hierbij vrij. Dit fosfor kan vervolgens weer gebonden worden in de bodem, maar kan ook worden opgenomen door planten. Door de productie van organisch stof neemt de beschikbaarheid van fosfor in de waterbodems dus geleidelijk toe. Doordat de fosfaatbeschikbaarheid toeneemt kan er weer een hogere biomassaproductie plaatsvinden waardoor er een positieve terugkoppeling ontstaat.

Als gevolg van deze terugkoppeling tussen de productie van organische stof en de beschikbaarheid van fosfor, neemt de productiviteit van de bodems van (diepe) (zandwin)plassen toe. Dit kan versterkt worden door de externe input van nutriënten en zwevend stof/slib via rivierwater, toestromend grondwater of afstromend (geïnfiltreerd) regenwater (
Figuur 4), zoals bijvoorbeeld in de binnendijks gelegen plas Vechten (Steenbergen et al., 1992). In verondiepte plassen wordt vaak gebruik gemaakt van nutriëntrijker vulmateriaal (o.a. Koopmans et al. 2010; Vermeule et al. 2010), wat kan zorgen voor een toename aan productiviteit en troebeler water (Osté et al. 2011).

Daarnaast dragen bijvoorbeeld ook erosie van voedselrijke (landbouw)bodems en uitwerpselen van watervogels bij aan een geleidelijke toename van de fosfaatbeschikbaarheid van de waterbodems (o.a. Hahn et al., 2007). Wanneer het oppervlaktewater rijk is aan sulfaat kan ook sulfaatreductie gaan bijdragen aan de afbraak van organisch materiaal, met name wanneer de bodems productiever worden en er meer organisch materiaal wordt geproduceerd (Lamers et al., 2002). Bij de reductie van sulfaat wordt sulfide gevormd. Dit sulfide bindt aan gereduceerd ijzer waardoor het neerslaat. Hierdoor neemt de beschikbaarheid van ijzer in het poriewater af. In extreme gevallen kan er sulfide, dat toxisch is voor planten en macrofauna, accumuleren in de bodem.

Zolang de belasting met nutriënten niet te hoog is, zal veel van het fosfor dat in de waterlaag terecht komt worden opgenomen door de vegetatie en/of worden gebonden in de bodem en blijft het water helder. Wanneer de externe (o.a. inlaatwater, kwel) of interne belasting (vanuit de waterbodem) van fosfaat te hoog wordt kunnen er waterkwaliteitsproblemen ontstaan.



Figuur 4. *Schematische weergave van verschillende nutriëntstromen in een diepe uiterwaardplas. 1: afstroom regenwater en erosie van bodem, 2: neerslag, 3: nalevering vanuit de waterbodem (interne belasting) 4: rivierkwel 5: ondiepe kwelstromen van geïnfiltreerd water 6: inundatie/overstroming met rivierwater en/of aantakking 7: diepe regionale kwel vanuit hoger gelegen gebieden.*

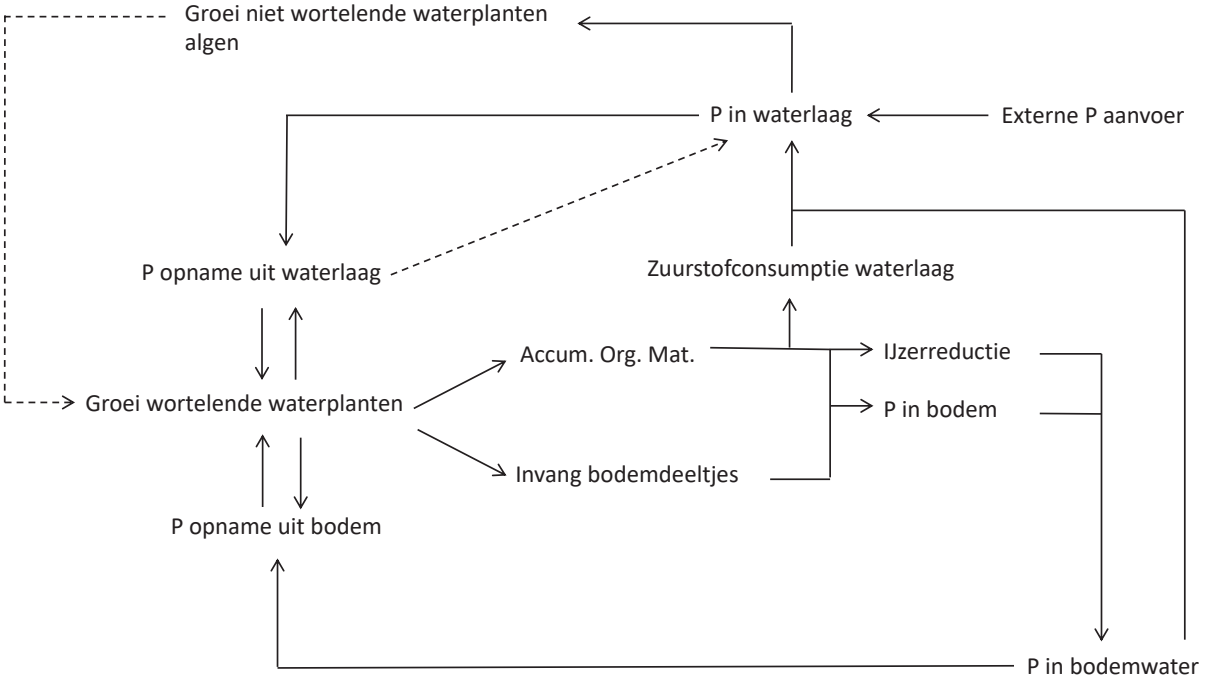
Figure 4. *Schematic representation of different nutrient flows in a deep floodplain lake. 1: rainwater runoff and soil erosion, 2: precipitation, 3: mobilisation from the sediment (internal load) 4: river seepage 5: shallow seepage flows of infiltrated water 6: inundation/flooding with river water and/or connection 7: deep regional seepage from elevated areas.*

2.5.3 Invloed van stratificatie op biogeochemie

Tijdens het optreden van stratificatie (paragraaf 2.3) zal algengroei met name plaatsvinden in het epilimnion omdat hier het meeste licht doordringt. Algenbloei zal met name optreden in productieve systemen. De opgeloste nutriënten in het epilimnion worden opgenomen door de algen en waterplanten. Uiteindelijk zakken veel dode algen en ander intern geproduceerd en extern aangevoerd organisch materiaal naar de bodem. Deze hopen veelal op in de diepe delen van de plas ('nutrient funneling'). Hier worden ze afgebroken waarbij zuurstof wordt verbruikt uit het hypolimnion. Omdat er geen zuurstof wordt aangevoerd uit het epilimnion kan het zuurstofgehalte in het hypolimnion sterk dalen. Door licht- en zuurstofgebrek kunnen de eventueel nog aanwezige waterplanten afsterven en hopen nutriënten verder op. Als gevolg van afbraakprocessen en beperkt transport door de temperatuurstratificatie bevat het hypolimnion daarom vaak veel hogere ammonium- en fosforconcentraties. Hogere P-concentraties in het hypolimnion dan in het epilimnion werden bijvoorbeeld gemeten in de aangetakte plas Eiland van Maurik (Lammens & Dionisio-Pires, 2011). Naast gelaagdheid in watertemperatuur is er dus ook sprake van een fysisch-chemische gelaagdheid. Als de stratificatie van diepe plassen doorbroken wordt kunnen in kort tijdsbestek veel (opgehoopte) nutriënten vanuit het hypolimnion beschikbaar komen in het bovenste deel van de waterkolom, waardoor algenbloeien ontstaan.

Zolang de waterlaag boven de bodem zuurstof bevat zal de nalevering van fosfaat naar de waterlaag overwegend laag zijn. Dit komt omdat in de toplaag van de bodem ijzer wordt geoxideerd waaraan fosfaat worden gebonden (Smolders et al., 2006). Dit wordt ook wel de ijzerval genoemd (Figuur 5). Wanneer de waterlaag boven de bodem anaeroob wordt, werkt deze ijzerval niet meer en kan het fosfaat in de anaerobe waterlaag accumuleren. Onder anaerobe

omstandigheden zal het fosfaat dat vrijkomt bij de afbraak dus niet worden gebonden aan het ijzer in de bodem en kan het als opgelost fosfaat vanuit de waterbodem in de waterlaag terecht komen.



Figuur 5. *Schematische weergave van de fosfaatkringloop in een watersysteem.*
Figure 5. *Schematic representation of the phosphate cycle in a water system.*

De kwaliteit van toestromend grondwater kan dus een grote invloed hebben op de waterkwaliteit. Overigens is het niet zo dat fosforrijk grondwater per definitie zal leiden tot een toename van de fosforconcentratie in het water. Dit hangt sterk af van de verhouding tussen ijzer en fosfor in het grondwater. Wanneer het grondwater tevens rijk is aan gereduceerd ijzer zal de oxidatie van dit ijzer leiden tot de vorming van ijzer(III)(hydr)oxides in het water waaraan het fosfor zal binden. Uiteindelijk zakken deze als colloïdale deeltjes uit naar de bodem van de plas. De toestroom van fosfaatrijk grondwater kan wanneer het tevens ijzerrijk is dan ook leiden tot een contra-intuïtieve 'defosfatering' van het water. Diepe plassen kunnen als een *sink* fungeren voor N en P en daarmee zorgen voor lagere concentraties in uitstromend grondwater (Weilhartner et al., 2012). Tevens zal de mate van aantakking en overstroming en daarbij de kwaliteit van het rivierwater van invloed zijn op de waterkwaliteit in de plas. Grondwater gevoede plassen of plassen die zelden overstromen hebben bijvoorbeeld doorgaans een hogere alkaliniteit als gevolg van sulfaatreductie in de waterbodem (van den Brink et al., 1993). De interacties tussen de ijzer-, zwavel-, fosfor- en koolstofkringloop in het systeem zijn samen met het optreden van stratificatie uiteindelijk bepalend voor de beschikbaarheid van fosfaat en hiermee mede voor de ecologische kwaliteit van het watersysteem.

2.5.4 Invloed van verondieping

Geurts et al. (2013) hebben experimenteel onderzoek uitgevoerd naar de effecten van verondieping op de nalevering van nutriënten uit de waterbodem in binnendijkse plassen. Hieruit kwam onder andere naar voren dat:

- Er gedurende de vulfase veel P-mobilisatie optreedt;
- De P-mobilisatie in diepe delen van de plassen hoger is dan in ondiepe wateren in verband met zuurstofloosheid in het hypolimnion;
- Er meer P vrijkomt uit bagger dan uit een combinatie van bagger en grond.

Het risico op P-nalevering hangt verder af van P-, Fe- en S-concentraties in bodem en bodemvocht. Deze processen zullen ook kunnen optreden in aangetakte buitendijkse plassen, waarbij de mate waarop effecten optreden afhankelijk zal zijn van de invloed van de rivier. Verder bleek N-mobilisatie uit de waterbodem niet direct samen te hangen met de zuurstofconcentratie en dus ook niet met de diepte van de plas. Wel zijn sedimenten die al langer onder de spronglaag hebben gelegen gevoeliger voor het vrijkomen van stikstof, omdat deze langere tijd blootgesteld zijn aan anaerobe condities. De nalevering van ammonium (NH_4) kon voorspeld worden aan de hand van de NH_4 concentraties in het bodemvocht (Geurts et al., 2013). Uit eigen onderzoek van Grondbank GMG (2018) met betrekking tot effecten van verondieping – hetzij met beperkt detailniveau - bleken niet direct negatieve effecten van op de waterkwaliteit. De geconstateerde tijdelijke verslechteringen kwamen voor tijdens de vulfase, met name in de geïsoleerde plassen.

2.5.5 Samenvatting biogeochemie

- De waterkwaliteit van diepe plassen wordt beïnvloed door rivier-, kwel- en regenwateraanvoer.
    - De connectiviteit met de rivier het speelt een grote rol in de trofiegraad van water in uiterwaardplassen (zowel diep als ondiep)
- De waterbodem speelt tevens een belangrijke rol in de biogeochemische processen en daarmee in de waterkwaliteit van plassen.
    - Het precieze aandeel van het effect van de waterbodem op de waterkwaliteit in diepe geïsoleerde plassen versus diepe aangetakte plassen is nog onbekend.
    - Waterbodems van ondiepe plassen zullen een relatief grotere effect hebben op de waterkwaliteit dan waterbodems van diepe plassen.
- Stratificatie is een belangrijk proces in een diepe plas wat de trofiegraad in het epilimnion en hypolimnion sterk kan beïnvloeden, doordat nutriënten tijdens de stratificatie gevangen kunnen worden in het hypolimnion.
    - Zuurstofloosheid in het hypolimnion bij een hoge afbraak van organisch materiaal kan vervolgens P-nalevering naar de waterlaag veroorzaken.
    - Zuurstofloosheid kan ook optreden in voedselrijke, ondiepe, ongestratificeerde wateren.
- Tijdens verondieping is er een kans op P-mobilisatie naar de waterlaag; in ieder geval tijdens de vulfase.

2.6 Voedselweb en zonering van diepe plassen

Het voedselweb van een diepe plas, al dan niet geïsoleerd van de rivier, bestaat uit primaire producenten zoals fytoplankton, perifyton (op substraat groeiende algen) en water- en oeverplanten, herbivoren (o.a. zoöplankton, macrofauna, vogels en vissen) en predatoren (o.a. zoöplankton, macrofauna, vogels, vissen en predatoren zoals ringslang en otter).

Aan de basis van het voedselweb staan de soorten die betrokken zijn bij afbraakprocessen; dit zijn decomposteerders (bacteriën en schimmels) en detrivoren (soorten die zich voeden met dood organisch materiaal). In diepe plassen en meren zijn verschillende ecologische zones te onderscheiden die in belangrijke mate door de morfologie van het watersysteem worden bepaald (Wetzel, 2001). Deze zones spelen een belangrijke rol bij de samenstelling van het voedselweb. In diepe plassen speelt het pelagiale voedselweb wat wordt gevormd door vis, zoöplankton, fytoplankton en de microbial loop een grotere rol dan het benthische voedselweb. Ook is de bentho-pelagische koppeling veel minder sterk. De structuur van het voedselweb hangt ook af van de trofiegraad van de plas, in eutrofe systemen vindt er beperktere transfer van energie en massa plaats naar hogere trofische niveaus dan in oligotrofe systemen.

In paragraaf 2.7 wordt de rol van primaire producenten in diepe (zandwin)plassen toegelicht, in paragraaf 2.8 wordt kort macrofauna benoemd, in paragraaf 2.9 word de rol die vissen spelen in diepe (zandwin)plassen beschreven, en in paragraaf 2.10 wordt het voorkomen van vogels in diepe (zandwin)plassen besproken.

Voor de beschrijving van de biotiek in diepe plassen worden verschillende zones onderscheiden op basis van kenmerkende en onderscheidende milieufactoren (Figuur 1):

1. De epi-en supralittorale zone, die zich boven of op de waterrand bevindt en waar (tijdelijke) droogval een rol speelt. Omdat seizoensmatige peilfluctuatie vaak (nagenoeg) ontbreekt in diepe binnendijkse plassen, speelt droogval daar niet of in beperkte mate. In buitendijkse plassen is deze zone door de seizoensmatige peilfluctuaties in de rivier wel onderhevig aan droogval. Dergelijke dynamische land-waterovergangen worden vaak gekenmerkt door hoge productiviteit en diversiteit (Wetzel, 1990; Gafny en Gasith, 1999; Wantzen et al., 2008).
2. De littorale zone of oeverzone, die geen of beperkte temperatuurgelaagdheid vertoont en waarbij het licht vaak tot op de bodem reikt. Zowel in binnendijkse als buitendijkse plassen leidt de hoge licht- en nutriëntenbeschikbaarheid tot een hoge productiviteit in deze zone. Vergeleken met natuurlijke diepe meren, hebben zandwinplassen een relatief steil talud en is er minder habitatstructuur aanwezig (Emmrich et al., 2014; Blanchette & Lund, 2016). Deze lagere habitatsdiversiteit zou potentieel leiden tot een lagere oeverdiversiteit in zandwinplassen ten opzichte van natuurlijke diepe meren (Negishi et al., 2014). In vergelijkende studies van hydrologisch geïsoleerde zandwinplassen en natuurlijke meren vertaalt deze lagere habitatdiversiteit zich echter niet in een lagere diversiteit aan vissen of ondergedoken waterplanten (Emmrich et al., 2014; Søndergaard et al., 2018;).
3. Het pelagiaal of de open water zone. Deze zone wordt aan de hand van de lichtdoordringing of temperatuurstratificatie opgedeeld in subzones. De fotische zone is de bovenste laag van de waterkolom, waar genoeg zonlicht doordringt voor fotosynthese, waardoor hier een hoge planktonproductiviteit plaatsvindt. De diepst gelegen zone waar geen licht doordringt en fotosynthese niet of nauwelijks mogelijk is wordt de afotische zone genoemd. Tussen de fotische en afotische zone ligt de zogenaamde disfotische zone waar nog wel licht doordringt maar dit onvoldoende is voor fotosynthese. Als er in een (binnen- of buitendijkse) plas stratificatie optreedt, kan de waterkolom aan de hand van deze stratificatie ook opgedeeld worden in het epi-, meta- en hypolimnion (zie paragraaf 2.3). Vergeleken met natuurlijke diepe systemen is de openwaterzone in zandwinplassen groot ten opzichte van de oeverzone. Hierdoor kunnen in diepe zandwinplassen pelagiale soorten een relatief grote bijdrage hebben aan het functioneren van het systeem (Osté et al., 2010).
4. Het profundaal is de diepe waterbodem gelegen onder de open water zone (Figuur 1). Omdat op dit dieper gelegen sediment vaak weinig licht valt wordt deze zone gekenmerkt door beperkte primaire productie. Al het materiaal dat uitzakt accumuleert in het profundaal, wat in productieve systemen tot slibopbouw leidt (bagger). Zoals hiervoor besproken is de zuurstofvraag in deze dieper gelegen delen van de plas door afbraakprocessen hoog, wat in afwezigheid van voldoende primaire productie kan leiden tot zuurstofarme omstandigheden in, onder gestratificeerde condities, het hypolimnion (paragraaf 2.3). De macrofaunasoorten die in en op de diepe waterbodem voorkomen zijn veelal detrivore soorten die tolerant zijn voor lage zuurstofgehalten, zoals wormen en muggenlarven (Osté et al., 2010).

2.7 Primaire producenten

De productiviteit en samenstelling van de primaire producentengemeenschap in diepe (zandwin)plassen hangt in belangrijke mate af van 1) de beschikbaarheid van licht en voedingsstoffen, 2) de aanwezigheid van grazers, 3) de afwezigheid van toxische stoffen, 4) de afstand tot bronpopulaties en voor veel primaire producenten zoals perifyton en wortelende oever- en waterplanten 5) de geschiktheid van het substraat.

Wanneer er in de plas primaire productie op gang komt wordt er organisch materiaal geproduceerd. In heldere voedselarme plassen gaat het hierbij in eerste instantie vooral om waterplanten en benthische algen en in voedselrijkere plassen ook om algen en cyanobacteriën (fytoplankton). Hierbij wordt anorganisch koolstof uit de waterkolom vastgelegd door de planten/algen die er vervolgens tijdens de fotosynthese suikers van maken. Deze worden gebruikt voor de productie van energie maar ook voor de productie van het structuurweefsel van bladeren en wortels (o.a. Brönmark en Hansson, 1998). Alle planten, fytoplankton, epifyton en perifyton kunnen kooldioxide gebruiken voor de fotosynthese, maar sommige waterplanten kunnen ook bicarbonaat gebruiken (o.a. Bloemendaal en Roelofs, 1988). In harde wateren met een pH van 7,5 of hoger is het overgrote deel van het anorganische koolstof in de vorm van bicarbonaat aanwezig. De bicarbonaatgebruikers nemen dit op uit het water. Bicarbonaat wordt in de plant gesplitst in kooldioxide (CO_2) en hydroxide (OH^-). Kooldioxide wordt gebruikt tijdens de fotosynthese terwijl hydroxide ionen worden uitgescheiden in het water.

In eerste instantie zullen laagproductieve soorten groeien in de plas waarbij het in zure wateren meestal gaat om veenmossen en in sterk gebufferde wateren, waarvan in het rivierengebied doorgaans sprake is, om kranswieren (Bloemendaal en Roelofs, 1988). In aangetakte plassen (Figuur 2) zal de pH doorgaans hoger zijn door invloed van rivierwater. De aanrijking van N en P in aangetakte plassen of vaak overstroomde plassen kan leiden tot meer algenbiomassa en een verschuiving van een diatomeeën gedomineerde naar groen- en blauwalg gedomineerde samenstelling (van den Brink, 1993). Een toename in algenbiomassa hoeft echter niet altijd het geval te zijn wanneer er als gevolg van aantakking sprake is van een veel hogere doorstroomsnelheid (Knowlton en Jones, 2003). Het organisch materiaal dat de algen en planten vormen komt vrij wanneer de planten afsterven en wordt in de waterbodem afgebroken.

2.7.1 Fytoplankton

Zoals hiervoor beschreven bevindt het fytoplankton (zwevende algen en cyanobacteriën; verder algen genoemd) zich in de fotische zone. In oligtrofe tot mesotrofe diepe meren kan deze fotische zone meters diep zijn. Vaak zijn er in deze fotische zone twee algenpieken te onderscheidden: 1) een piek in chlorofyl-α-concentratie net onder het wateroppervlak en 2) een dieper gelegen piek ook wel bekend als het "Deep Chlorophyll Maximum" (DCM). Een dergelijk DCM bevindt zich op het metalimnion, zodat algen optimaal gebruik kunnen maken van de uit het hypolimnion afkomstige voedingstoffen. Een DCM komt met name voor in meren met een zeer stabiele stratificatie en een grote lichtbeschikbaarheid (Leach et al., 2018). Wanneer stratificatie door windwerking of lage temperaturen niet stabiel is, ontbreekt vaak het DCM.

Zoals hiervoor reeds wordt omschreven kan de mate van aantakking en inundatie van invloed zijn op de algendynamiek en -samenstelling. De algenproductiviteit is vaak hoger in aangetakte of regelmatig overstroomde plassen, doordat het rivierwater vaak nutriëntenrijk is. Doordat in vrijwel stagnante plassen de verblijftijd van het water veel hoger is dan in een stromende rivier gaan bepaalde biotische processen zoals algenproductie een belangrijkere rol spelen.

Algen in diepe plassen vertonen een seizoensgebonden successie ongeacht of deze aan rivieren zijn aangetakt of niet (Sommer et al., 1986; Sommer et al., 2012; De Senerpont Domis et al., 2013).

In het voorjaar leiden de vergrote beschikbaarheid van voedingstoffen en licht tot bloei van kleinere algensoorten, met name centrische kiezelwieren. Deze voorjaarsbloei van kleine eetbare algen van een hoge voedselkwaliteit stelt het zoöplankton in staat om zich snel te vermeerderen. De hierdoor ontstane hoge begrazingsdruk kan erin met name oligotrofe tot mesotrofe plassen toe leiden dat het water tijdelijk zeer helder wordt. Dit is de zogenaamde helderwaterfase en moet niet verward worden met de heldere 'toestand', wat een ecosysteemtoestand is.

Door de hoge graasdruk, hebben grote, kolonievormende algensoorten die niet of nauwelijks door het zoöplankton gegeten worden een competitief voordeel, wat kan leiden tot een zomerbloei van blauwalgen (cyanobacteriën). Gedurende de zomer neemt de nutriëntenbeschikbaarheid in de fotische zone (zie boven) van de waterkolom sterk af, wat leidt tot het einde van de zomerbloei. Tijdens de herfstomkering (paragraaf 2.3) kan de vergrote beschikbaarheid van voedingstoffen opnieuw tot een bloei leidden. In eutrofe tot hypertrofe diepe meren en plassen is door de samenstelling van het voedselweb (met een hoge abundantie zoöplanktivore vissen) het zoöplankton niet in staat de algen effectief weg te begrazen, wat kan leidden tot een aanhoudende (blauw)algenbloei gedurende het gehele groeiseizoen. De stabiliteit van de stratificatie speelt een rol bij de vorming van een aanhoudende algenbloei, omdat veel cyanobacteriën zoals *Microcystis* door de aanwezigheid van gasvacuolen een positief drijfvermogen hebben. Hierdoor zijn ze in tegenstelling tot andere fytoplanktonsoorten in staat om door de waterkolom heen te bewegen en gebruik te maken van de hoge beschikbaarheid aan voedingstoffen in de dieper gelegen waterdelen, wat kan leiden tot blauwalgenbloei in eutrofe gestratificeerde waterlichamen (Visser et al., 1996b; Visser et al., 1996a).

2.7.2 Perifyton

Vergeleken met de andere groepen primaire producenten, bijvoorbeeld waterplanten en fytoplankton krijgt perifyton in meren weinig aandacht in de (inter)nationale literatuur (Vadeboncoeur en Steinman, 2002). Ook in de Nederlandse watermonitoring is er weinig aandacht voor perifyton en dit maakt dan ook geen deel uit van de KRW maatlatten voor M-typen (Altenburg et al., 2013). In hun meta-analyse laten Vadeboncoeur en Steinman (2002) echter zien, dat met name in oligotrofe tot mesotrofe systemen perifyton vaak de belangrijkste (!) primaire producent is (vergeleken met fytoplankton of waterplanten). Perifyton is samengesteld uit algen- en blauwalgensoorten en groeit op planten of op de bodem. In tegenstelling tot zwevende algen heeft perifyton substraat nodig. De kwaliteit van het substraat, en de mate van lichtbeschikbaarheid lijken bepalend te zijn voor het voorkomen van perifyton (Vadeboncoeur en Steinman, 2002). In systemen waar de lichtbeschikbaarheid hoog is door nutriëntarme omstandigheden of doordat er relatieve veel ondiepe zones aanwezig zijn, komt meer perifyton voor. In diepe binnendijkse en buitendijkse plassen is de aanwezigheid van ondiepe zones vaak beperkt. In dergelijke systemen is het echter wel aannemelijk dat bij voldoende lichtbeschikbaarheid er aanzienlijke perifytongroei kan zijn. De opmars van driehoeksmosselen in Nederland en de daarmee gepaard gaande verbetering in lichtbeschikbaarheid (Reeders et al., 1989) laten in de binnendijkse zandwinput Sloterplas zien dat de perifytonbiomassa en -productie in dergelijke systemen erg hoog kan zijn (Dorenbosch et al., 2016). In combinatie met een hoge graasdruk door watervogels of vissen, kan de overschaduwing die veroorzaakt wordt door perifytonaangroei remmend werken voor waterplantenvestiging (Hidding et al., 2016).

2.7.3 Oever- en waterplanten

Bij de KRW-monitoring, wordt voor het bepalen van de goede ecologische toestand voor de maatlat waterplanten, de term begroeibaar areaal gehanteerd. Het uiterwaardengebied met nevengeulen valt voor de KRW-beoordeling onder de rivier (watertype R7). De monitoring vindt plaats in de ondiepe zones van de rivier en van aangetakte of meer geïsoleerde nevengeulen/strangen. De nevengeulen/strangen betreft hier echter wel ondiepe wateren (Reeze et al., 2017). In de diepe plassen in het uiterwaardegebied die een zwemwaterfunctie hebben, worden in het

zwemwaterprofiel dergelijke diepe plassen beoordeeld als KRW M-typen (zie bijvoorbeeld zwemwaterprofiel van het eenzijdig aangetakte Esmeer in de Neswaarden (https://register.zwemwater.nl/zwr/api/files/6039373).
Hoewel de rivier inclusief het uiterwaardegebied als KRW-type R7 is aangewezen, kunnen de kenmerken van diepe plassen – als deze afzonderlijk worden beschouwd - goed worden beschreven onder verschillende M-typen. Voor M-typen wordt het begroeibaar areaal gedefinieerd aan de hand van de waterdiepte en oeverhelling. De definitie van het begroeibaar areaal in diepe meren is echter problematisch gebleken (Coops en Pot, 2009). Zo laat ook het promotiewerk van Laura Seelen (Seelen et al., 2019) aan binnendijks gelegen diepe zandwinplassen zien dat de gehanteerde vuistregel van maximale waterdiepte van 6 meter waarop waterplanten nog zouden kunnen voorkomen (Altenburg et al., 2013) niet klopt. In 22 van de 51 plassen is de diepte waarop nog waterplanten worden gevonden meer dan 6 m. Tussen plassen varieerde deze van 1 tot 18,9 m. In een aantal onderzochte buitendijkse Maasplassen kwamen waterplanten voor tot op 9 m (Bruinsma en Vossen, 2012). Uit een onderzoek aan waterplantenvegetatie in buitendijkse zandwinputten in Nordrhein-Westfalen komt naar voren dat in deze buitendijkse plassen de vegetatiediepte varieerde van 4.2m tot 10.6m (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, 2006). Zowel in de binnendijkse plassen als de buitendijkse plassen lijkt de, maximale diepte waarop nog waterplanten worden gevonden samen te hangen met trofiegraad (op basis van biomassa fytoplankton). In de binnendijkse wateren lijkt ook de pH van het water een rol te spelen. Een aantal van de binnendijkse bemonsterde plassen waar nog op grote diepte waterplanten worden gevonden is erg zuur (pH ~ 4), hebben een duidelijk andere soortensamenstelling dan de overige onderzochte buitendijkse plassen en worden gekenmerkt door de aanwezigheid van verschillende mossoorten. Daarnaast laat het onderzoek aan binnendijkse plassen ook zien dat de diversiteit aan ondergedoken waterplanten in binnendijkse plassen hoog is. Onder de 80 aangetroffen soorten bevonden zich 19 Rode lijstsoorten (vrij zeldzaam-zeer zeldzaam voorkomend (Siebel et al., 2013; Sparrius et al., 2014)). Voorbeelden uit deze lijst zijn groot boomglanswier (*Tolypella prolifera*), sterkranswier (*Nitellopsis obtusa*), pilvaren (*Pilularia globulifera*) en drijvende waterweegbree (*Luronium natans*). In 31 van de 51 plassen zijn kranswieren aangetroffen. Zo is het zeldzame brokkelig kranswier (*Chara contraria var. contraria*) in maar liefst 12 plassen gevonden en werden in twee plassen zelfs vijf verschillende soorten kranswieren aangetroffen.

De waterkwaliteit van de door Seelen onderzochte diepe binnendijkse plassen was relatief goed, zeker in vergelijking tot de nabijgelegen ondiepe plassen. Ook het onderzoek naar vegetatie in buitendijkse zand- en kleiwinputten in Nordrhein-Westfalen laat zien dat deze vegetatie gedomineerd wordt door oligotrofe charasoorten en zich daarnaast kenmerkt door het voorkomen van voor Nederlandse begrippen zeldzamere soorten zoals sterkranswier (*Nitellopsis obtusa*) en donker glanswier (*Nitella opaca*). Het is echter belangrijk op te merken dat van de onderzochte zandwinputten in Nordrhein-Westfalen slechts één put regelmatig overstroomt, en dat de overige putten voornamelijk grondwater gevoed zijn en een directe verbinding met de aanpalende rivier vaak ontbreekt. Het onderzoek van van den Brink (1990) aan zowel diepe als ondiepe plassen in het winterbed van de Rijn en de Maas laat zien dat de inundatiefrequentie een grote rol speelt bij het bepalen van de vegetatiesamenstelling, dit rapport laat echter in het midden of dat voor zowel diepe als ondiepe plassen geldt. Locaties die vaker overstromen worden gekenmerkt door een soortenarmere en minder abundante vegetatie. Voor deze studie werd de vegetatiekartering in tegenstelling tot eerdergenoemde studies uitgevoerd met een werphark in de oeverzone in plaats van door te duiken, wat voor diepe plassen een beperkt beeld van de abundantie geeft en een slecht inzicht in de soortensamenstelling. Het onderzoek van Klink en de la Haye (2000) aan de maasplassen bevestigt het beeld van, van den Brink (1990) van een negatieve relatie tussen ondergedoken waterplanten en inundatiefrequentie, fosfaatgehalte en troebelheid. Zo zijn in diepe uiterwaardplassen langs de Maas alleen ondergedoken waterplanten aangetroffen bij fosfaatgehaltes lager dan 0,18 mg totaal-fosfaat per liter (Klink en De la Haye, 2000). Alhoewel zij aangeven dat de diepe plassen door de voeding met nutriëntenarm grondwater minder fosfaatrijk

zijn en minder troebel zijn, suggereren zij dat in de diepe plassen de steile oevers de beperkende factor te zijn voor het ontwikkelen van een abundante ondergedoken watervegetatie.

In van Geest et al. (2003) en van Geest et al. (2005) wordt beschreven dat in ondiepe buitendijkse plassen de mate van peilfluctuaties sterk bepalend is voor de samenstelling van de vegetatie. Omdat voor de kieming van sommige oever- en waterplanten tijdelijk droogval noodzakelijk is (Coops en Van der Velde, 1995; Coops et al., 2004), kan het ontbreken van seizoensgedreven peilfluctuatie in met name binnendijkse diepe (zandwin)plassen leiden tot het ontbreken van bepaalde soorten. In diepe buitendijkse plassen, zal droogval in de oeverzone ook een rol spelen in de vegetatieontwikkeling en zal de mate van connectiviteit met de rivier bepalen of bepaalde soorten die baat hebben bij droogval voorkomen. Belangrijk is hierbij op te merken dat de oeverzone een relatief klein oppervlak heeft in verhouding tot ondiepe zandwinplassen.

In voormalige zandwinplassen lijkt de leeftijd van de plas ook een rol te spelen in de soortensamenstelling en diversiteit (van Geest et al., 2003; Søndergaard et al., 2018). Zeker wanneer de plas relatief geïsoleerd is, zullen soorten die van water afhankelijk zijn voor hun verspreiding (hydrochorie- de vaakst voorkomende verspreidingsmethode van waterplanten (Nilsson et al., 2010)) in jonge, pas afgegraven plassen beperkt aanwezig zijn. Zandwinplassen die in contact staan met de rivier en/of frequent overstromen worden daarentegen zeer snel gekoloniseerd door soorten vanuit de rivier. Het is mogelijk dat de leeftijd van een plas hier minder een rol speelt. In de ondiepe nevengeulen in de rijntakken bleek de waterplantensamenstelling ook vergelijkbaar met die in de rivier (Reeze et al., 2017), maar was de begroeiing wel iets hoger in meer geïsoleerde strangen, hetgeen bevestigd wordt door het onderzoek van Klink en de la Haye (2000) en van den Brink (1990). Daarnaast laat het onderzoek van (Seelen et al., 2021) zien dat met de aanleg van zandwinplassen open niches worden gecreëerd die ook kansen bieden voor de vestiging van exoten. Er is internationaal veel onderzoek gedaan aan het succes van exoten in nieuwgevormde habitats. Bossdorf et al. (2005) of Kleunen et al. (2010) geven een goed overzicht welke fenotypische en genetische planteigenschappen verschillen tussen inheemse en uitheemse planten.

2.8 Zoöplankton en macrofauna

Hoger in de voedselketen komen zoöplankton (dierlijk plankton) en macrofauna voor in watersystemen. Zoöplankton zoals watervlooien (Daphnia's) spelen een belangrijke rol in het pelagiale voedselweb, ze controleren fytoplanktongroei door hun hoge graasdruk en vormen een belangrijke voedselbron voor jonge vis en muggenlarven. In diepe plassen kan zoöplankton verticaal migreren door de waterkolom en door de spronglaag, mogelijk gestuurd door predatie of voedselbeschikbaarheid. Macrofauna (grotere ongewervelden) komen voornamelijk voor in de oeverzone. Door de relatief kleine oeverzone in diepe zandwinputten, is het aannemelijk dat het benthisch littorale voedselweb een minder grote rol speelt dan het pelagiale voedselweb voor het systeemfunctioneren. Uit het onderzoek van van den Brink (1990) bleek de grootste rijkdom aan kenmerkende zoöplankton voor te komen in diepe buitendijkse, vrij geïsoleerde wielen/plassen, ten opzichte van andere typen buitendijkse plassen.

In de oeverzone komen macrofaunasoorten zoals zoetwaterpissebedden, vlokreeften, slakken, kokerjuffers en andere soortgroepen voor. Via rivieren zijn in veel (uiterwaard)plassen uitheemse soorten macrofauna en mosselen terecht gekomen, zoals de vlokreeft *Dikerogammarus villosus*, driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha*) en meer recentelijk de guaggamossel (*Dreissena rostriformis bugensis*) (Reeze et al., 2017). Deze mosselen kunnen in grote getalen voorkomen (Figuur 6). Doordat ze het water filteren kan een plas helder worden en de mosselen kunnen dienen als voedsel voor bijvoorbeeld diverse vogelsoorten. De mosselen bieden ook substraat voor vlokreeften, die een belangrijke voedselbron voor vissen kunnen zijn (Verstijnen et al., 2019). In

de Limburgse Maasplassen bestond driekwart van de macrofaunabiomassa uit schelpdieren en was in het algemeen de soortenrijkdom van macrofauna laag (Klink en de la Haye, 2000).

In diepe bodems komen relatief weinig soorten voor ten opzichte van ondiepere biotopen (Klink en de la Haye, 2000). De gemeenschap bestaat in diepe bodems en vaak zuurstofarm hypolimnion uit soorten aangepast aan een dergelijk milieu zoals muggenlarven (*Chironomus*) (Osté et al., 2010). Verder kunnen in (buitendijkse) plassen met relatief veel stroming specifieke soorten macrofauna voorkomen. Het onderzoek van van Brink (1990) aan zowel diepe als ondiepe plassen in het winterbed van de Rijn en de Maas liet zien dat net zoals bij de vegetatie de inundatiefrequentie een grote rol speelt bij het bepalen van de macrofaunasoortensamenstelling. Soorten kenmerkend voor troebel water nemen toe bij meer connectie met de rivier en "shredders" en soorten van helder water juist bij meer geïsoleerde plassen (van den Brink et al., 1996). Beide rapporten laat echter in het midden of die trends voor zowel diepe als ondiepe plassen geldt. Daarnaast speelt het substraat (vegetatie, slib, zand) een sterke rol in de macrofaunasoortensamenstelling. Ook meer recent onderzoek van van den Brink et al. (2013) gaf het belang van connectiviteit, en daarmee samenhangend de trofiegraad, weer voor het voorkomen van schietmotlarven, maar zonder onderscheid in diepe versus ondiepe plassen.

De evaluatie van de macrofaunagemeenschap in verondiepte diepe putten (Gameren, Kaliwaal en Leeuwense waard) van Klink liet zien dat zowel voor, tijdens als na verondieping de macrofaunagemeenschap zich kenmerkte als matig tot ernstig verstoord en dat het aandeel exoten in de macrofaungemeenschap relatief hoog was (~20%) (Klink, 2003, 2010 en 2011, 2012). Wel was er na afdekken van het opvulmateriaal enig herstel van de macrofaunagemeenschap te zien in de Gamerensche waard (Klink, 2011) en liet hier de nevengeul een hogere soortenrijkdom zien dan in de kribvakken van de hoofdstroom (Jans, 2004).



Figuur 6. *Driehoeksmosselen en Chinese wolhandkrab (beide exoten) in Nederlandse wateren. ©Blikonderwater.*
Figure 6. *Zebra mussels and Chinese mitten crab (both exotic species) in Dutch waters. ©Blikonderwater.*

2.9 Vissen

Het functioneren en het belang van diepe of ondiepe plassen in de rivieruiterwaard voor vis is sterk afhankelijk van de locatie, connectiviteit/inundatie ten opzichte van de rivier (
Figuur 2), morfologie en habitatdiversiteit. Door het verschil in aandeel pelagiaal en littoraal, en het al dan niet optreden van stratificatie verschilt de visgemeenschap tussen ondiepe en diepe plassen.

2.9.1 Littorale zone

Door de hoge productiviteit en structuurrijke omgeving in de littorale zone is de diversiteit en dichtheid aan vissoorten hoger in vergelijking tot de diepere zones (Grift, 2001; Dorenbosch et al., 2011). Ondiep en structuurrijk habitat kan dienen voor paai, opgroei en refugia van verschillende levensfases van vissen terwijl veel piscivore predatoren foerageren in de littorale zone (Zoetemeyer & Van der Spiegel, 1997; Beeck et al., 2002; Dorenbosch et al., 2014; Emmrich et al., 2014). Wanneer een plas direct in verbinding staat met de rivier of frequent overstroomt, fungeert de littorale zone voor verschillende riviervissen (bijvoorbeeld baars, brasem, blankvoorn, winde) als opgroeigebied voor juvenielen waarbij de dichtheden zeer hoog kunnen zijn (Grift, 2001; Dorenbosch et al., 2011; Collas, 2019; Dorenbosch et al., 2020). In de rivieruiterwaard komt daarnaast een specifieke groep vissen voor die sterk is geassocieerd met emergente en ondergedoken watervegetaties in de littorale zone van plassen (plantminnende – limnofiele vissen, bittervoorn, vetje, rietvoorn, zeelt). Deze soorten gebruiken waterplanten voor ei-afzet en/of profiteren van de hoge voedselproductiviteit, beschutting en hoge watertemperatuur waardoor de dichtheid aan limnofiele vissen in de zomer de littorale zone van uiterwaardplassen hoog kan zijn (Dorenbosch et al., 2020; RWS, 2017).

Door het hoge aandeel juveniele riviervissen en specifieke limnofiele vissen herbergt de littorale zone vaak van uiterwaardplassen aanzienlijk hogere visdichtheden dan de diepe pelagische zone (Grift, 2001; Dorenbosch et al., 2011). Echter geldt dit alleen als de littorale zone van plassen goed ontwikkeld is en voldoende structuur biedt (o.a. een goed ontwikkelde water- en/of oevervegetatie, aanwezigheid van houtstructuren, etc.). Plassen zonder structuur hebben een lagere draagkracht en worden veelal gedomineerd door algemeen voorkomende soorten oftewel een eurytope visgemeenschap (Peters et al., 2017; De Bruin, 2018).

2.9.2 Diepe plassen

Doordat diepe plassen veelal een kleiner aandeel littorale zone bevatten en bij stratificatie in productieve systemen een zuurstofarm of zuurstofloos hypolimnion hebben, worden er in dit habitattype over het algemeen lagere dichtheden vissen aangetroffen (Dorenbosch et al., 2011; Peters et al., 2017). Uitgangspunt is dat het grootste deel van de diepere zones van diepe plassen door een lage productiviteit, het ontbreken van structuur en/of zuurstofloosheid vrijwel geen ecologische meerwaarde geeft voor vissen.

In het geval de diepe zone van diepe plassen echter wel voldoende zuurstof herbergt, kan de diepe zone functioneren als overwinteringshabitat (bijvoorbeeld tijdens hoogwater in de rivier) en als zomerrefugium tijdens perioden met hoge zomertemperaturen en/of lage rivier afvoeren (o.a. als thermorefugium; Tabel 1).

Tabel 1. *Vissoorten (waarvan bekend) die belang hebben bij diepe plassen. Wnb= Wet Natuurbescherming en HR= Habitatrichtlijn.*
Table 1. *Fish species (of which is known) having interest in deep lakes. Wnb = Nature protection act and HR = Habitat directive.*

Soort	Beschermingsstatus	Status rode lijst	Max. temperatuur	Functie diepe plas
Houting	Wnb en HR (bijlage II en IV)	Gevoelig	20 C°	Thermorefugium
Kwabaal	Wnb	Ernstig bedreigd	20 C°	Thermorefugium
Spiering	HR (bijlage V)	Kwetsbaar	23 C°	Thermorefugium
Baars	-	Niet bedreigd	28 C°	Winterclustering
Blankvoorn	-	Niet bedreigd	30 C°	Winterclustering
Brasem	-	Niet bedreigd	28 C°	Winterclustering
Kolblei	-	Niet bedreigd	29 C°	Winterclustering
Snoekbaars	-	Niet bedreigd	35 C°	Winterclustering

Onderzoek naar de visstand in diepe plassen is lastig en ontbreekt veelal, maar uit de onderzoeken die zijn uitgevoerd en uit anekdotische informatie van duikers en beroepsvissers blijkt dat op grote dieptes met name in de winter grote clusteringen aan vis worden aangetroffen. Op deze dieptes kunnen vissen door de stabiele temperatuur hun homeostase (interne milieu) makkelijker op orde houden. Peters et al. (2017) en "Begeleidingscommissie Onderzoek Diepe Putten IJsselmeer en Randmeren" (1990) beschrijven dat er in de diepere delen meer snoekbaars (*Sander lucioperca*) en baars (*Perca fluviatilis*) wordt aangetroffen dan in de nabij gelegen ondiepere delen. Ploegaert et al. (2016) toont aan dat in de diepe delen van de Kaliwaal (8-13 meter) hoofdzakelijk brasem (*Abramis brama*), snoekbaars, blankvoorn (*Rutilus rutilus*) en kolblei (*Blicca bjoerkna*) wordt aangetroffen. Overwinterende volwassen brasems domineerden ook de visgemeenschap in de winter van 2008/2009 in een aangetakte diepe plas langs de Nederrijn nabij het Eiland van Maurik (Hop, 2009; Lammens & Dionisio-Pires, 2011). De clusters vissen werden hierbij vooral op diepte in de ingangszone van de plas aangetroffen. Op grote diepte in het centrale deel van de plas (dieper dan 12 m) was de zuurstofconcentratie ook in de winter zeer laag waardoor hier nauwelijks vis in de winter werd aangetroffen. Het is echter niet duidelijk of de winterclustering van vissen in de plas bij het Eiland van Maurik in relatie tot zuurstofbeschikbaarheid representatief is voor alle diepe plassen in uiterwaarden.

Ook tijdens incidentele vroege voorjaarsbemonsteringen (februari – maart) tijdens de MWTL[1] actieve monitoring (data vanaf 1997) zijn in sommige zijwateren van de grote rivieren (diepe havens, aangetakte plassen) soms grote scholen brasem, blankvoorn en snoekbaars aangetroffen. Hoewel het aantal MWTL-waarnemingen beperkt is duidt dit ook op winterclustering van riviervissen in diepere zijwateren van de rivier (die weliswaar direct aangetakt zijn met de rivier). Duikers zien dit fenomeen in de winter ook waarbij ze geregeld op de bodem honderden overwinterende baarzen waarnemen. Daarnaast zijn er aanwijzingen dat juveniele vissen zoals jonge baars het hypolimnion (net onder de spronglaag) gebruiken als refugium voor piscivore vissen of als voedselbron om op zoöplankton te jagen (Neumann et al., 1994; Peters et al., 2017).

[1] MWTL = Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands

Niet alleen in de winter kunnen diepere zones van plassen dienen als refugium. In warme zomermaanden kunnen de koudere diepe zones van plassen, onder de spronglaag, fungeren als thermorefugium voor vissoorten met een lage temperatuurtolerantie. Voorwaarde hierbij is wel dat er voldoende zuurstof aanwezig is. Zeker met het oog op klimaatverandering en de steeds warmer wordende zomers kunnen diepe aangetakte plassen in rivieruiterwaarden een belangrijke rol spelen als zomer-thermorefugium. Dit geldt met name voor zogenaamde koudwatersoorten die niet goed bestand zijn tegen hoge temperaturen zoals houting (*Coregonus oxyrinchus*), spiering (*Osmerus eperlanus*) en kwabaal (*Lota lota*) (Figuur 7).

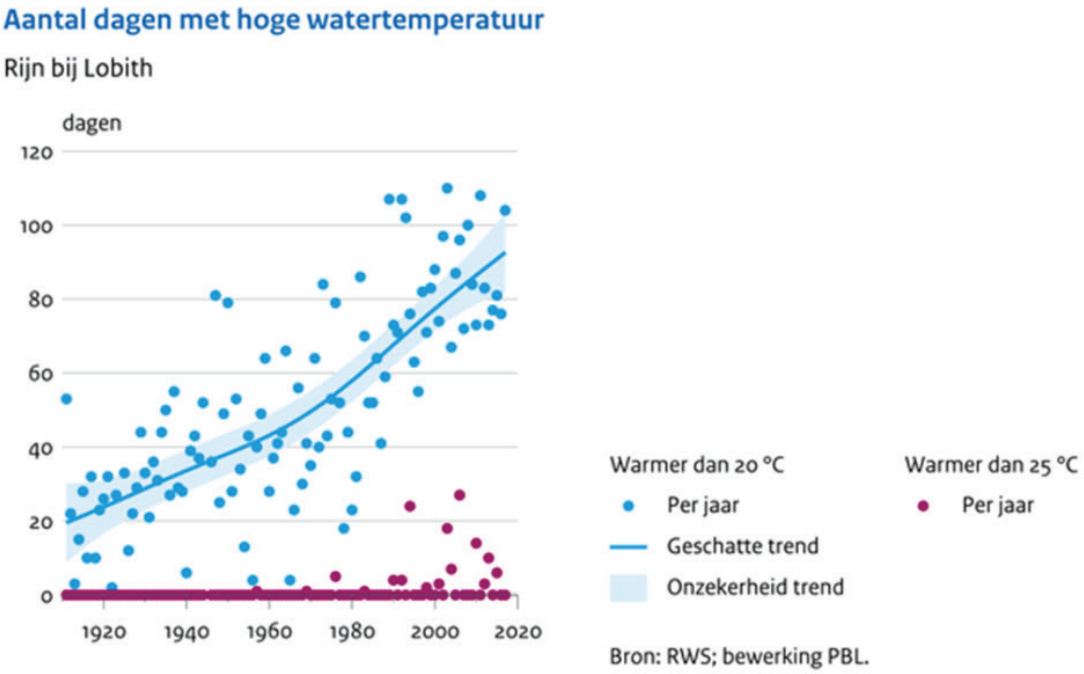


Figuur 7. Jonge kwabaal in de oeverzone van een grindplas ©Blikonderwater.
Figure 7. *Juvenile burbot in the riparian zone of a gravel pit lake. ©Blikonderwater.*

Deze soorten verdragen temperaturen boven de 20°C slecht; als de watertemperatuur langdurig hoger is kan er sterfte optreden (Mehner et al., 2005; Burgos en van den Beld, 2009; Leuven et al., 2011; van Emmerik en Quak, 2013; Spikmans et al., 2017). Voor spiering in het IJsselmeer was 2006 al een kritisch jaar waarbij er massale sterfte is opgetreden door de hoge watertemperatuur van 26°C. Deze watertemperaturen zullen steeds vaker de norm worden. In 1911 – 1920 lag de watertemperatuur bij Lobith gemiddeld op 22 dagen per jaar boven de 20 °C (Figuur 8). Tussen 2008 – 2017 is dit gemiddelde gestegen naar 86 dagen per jaar en in 2017 was dit 104 dagen. Daarnaast is het aantal dagen waarbij de watertemperatuur boven de 25°C ligt eveneens gestegen. Reeze et al. (2017) meldt dat de gemiddelde stijging in watertemperatuur in honderd jaar tijd met ca. 3 °C een combinatie van klimaatverandering en warmtelozingen is. De watertemperatuurstijging van de Rijn bij Lobith was tot 2010 voor een significant deel (zeker de helft) toe te schrijven aan de bijdrage van warmtelozingen (CIPR, 2014). Het gevoerde lozingenbeleid voor koelwater lijkt deze stijging af te zwakken. De verwachting is dat in de nabije en verre toekomst een verdere watertemperatuurstijging wel optreedt, voornamelijk veroorzaakt door het klimaat (CIPR, 2014; Reeze et al., 2017). Hierdoor zullen koudwatersoorten zich lastiger kunnen handhaven (Collas, 2019). Mogelijk bieden aangetakte diepe plassen uitkomst als tijdelijke thermorefugia voor vissen in de rivier. Belangrijke voorwaarde voor een diepe zone van een uiterwaardplas om als thermorefugium te functioneren is de aanwezigheid van voldoende hoge zuurstofconcentraties in de zomer.

Hoewel het vooralsnog niet is onderzocht, geeft de lage (zomer)watertemperatuur van de diepe zone in diepe plassen in de uiterwaard inheemse bodemgebonden vissen die geadapteerd zijn aan relatief koud water (zoals rivierdonderpad), mogelijk een betere concurrentiepositie tegen invasieve grondelsoorten. Invasieve grondels zoals zwartbekgrondel gedijen juist goed bij hoge watertemperaturen (Leuven et al., 2011) en hebben de laatste jaren inheemse rivierdonderpad grotendeel uit de Nederlandse rivieren verdrongen (o.a. de Maas, van Kessel et al., 2014). In de

diepe zone van uiterwaard plassen heersen lagere temperaturen waardoor dit concurrentievoordeel van invasieve grondels mogelijk minder van toepassing is.



Figuur 8. *Trend aantal dagen met een watertemperatuur boven de 20 en 25 graden C bij Lobith.*
Figure 8. *Trend of the number of days with water temperature exceeding 20 and 25 degrees C at Lobith*.

2.10 Vogels

In deze paragraaf wordt beschreven voor welke vogelsoorten diepe plassen in meer of mindere mate van belang zijn. Dit doen we aan de hand van ecologische groepen, grotendeels gebaseerd op de classificatie van voedselgroepen in Hornman et al. (2019) (Tabel 2). Per groep worden de abiotische en biotische factoren behandeld die van invloed zijn op het voorkomen. Hierbij is vanuit het voedselweb beschouwd een bottom-up benadering gehanteerd, dus beginnend met planteneters, insecten- en schelpdiereters en eindigend met viseters. Het voorkomen van vogels wordt per onderdeel van de diepe plas: het open water, langs de waterranden en boven het water, beschreven. Tevens wordt er ingegaan op het belang van diepe plassen voor nestgelegenheid en als slaapplaats.

De diepte van de plas kan van invloed zijn op de ecologie en het voorkomen van soorten; vaak zijn er echter ook andere factoren die tegelijkertijd van (groter) belang zijn, zoals nutriëntenbelasting, vervuiling, positie in het landschap en mate van verstoring (Krijgsveld et al., 2008). Omdat deze factoren (grotendeels) onafhankelijk zijn van de diepte van een plas, laten we deze hier buiten beschouwing, met de kennisgeving dat deze wel degelijk van belang kunnen zijn.

Tabel 2. *Overzicht van ecologische groepen van vogels per habitat met bijbehorende soorten.*
Table 2. *Overview of the ecological groups of birds by habitat with associated species.*

Groep	Habitat	Soorten
Herbivoren	Pelagiale zone	Grondeleenden (*Anas*) Duikeenden (*Aythya, Netta*) Ganzen (*Anser, Branta*) Zwanen (*Cygnus*) Meerkoet (*Fulica atra*) Waterhoen (*Gallinula chloropus*)
	Epi/supralittorale zone	Smient (*Mareca penelope*) Slobeend (*Spatula clypeata*) Ganzen (*Anser, Branta*)
Benthivoren/insectivoren	Pelagiale zone	Grondeleenden (*Anas*) Duikeenden (*Aythya, Bucephala*)
	Epi/supralittorale zone	Bergeend (*Tadorna tadorna*) Slobeend (*Spatula clypeata*) Lepelaar (*Platalea leucorodia*) Steltlopers (*Scolopacidae, Charadriidae*) Meeuwen (*Laridae*)
	Boven het water	Zwaluwen (*Hirundo, Delichon, Riparia*) Gierzwaluw (*Apus apus*) Zwarte Stern (*Chlidonias nigra*)
Viseters	Pelagiale zone	Duikers (*Gavia*) Futen (*Podiceps, Tachybaptus*) Aalscholver (*Phalacrocorax carbo*) Duikeenden (*Aythya, Mergus, Mergellus*)
	Epi/supralittorale zone	Reigers (*Ardea, Botaurus, Ixobrychus*) IJsvogel (*Alcedo atthis*)
	Boven het water	Visdief (*Sterna hirundo*) Zwarte Stern (*Chlidonias nigra*) Visarend (*Pandion haliaetus)*

Het Rivierengebied in Nederland, voor een groot deel samenvallend met Natura 2000-gebied de Rijntakken, is van groot belang voor vogels (Programmadirectie Natura 2000, 2020). Het gaat hierbij vooral om vogels van natte habitattypen, zoals moeras, rietland en open water. Zo herbergt het Rivierengebied in Nederland grote populaties van broedende aalscholvers, oeverzwaluwen (*Riparia riparia*), blauwborsten (*Luscinia svecica*), futen (*Podiceps cristatus*) en dodaarzen (*Tachybaptus ruficollis*). In de winter vormt het Rivierengebied een belangrijk foerageer- en rustgebied voor verschillende ganzensoorten, eenden, wilde (*Cygnus cygnus*) en kleine zwanen (*Cygnus bewickii*) en Wulpen (*Numenius arquatus*). Daarnaast is het Rivierengebied van relatief groot belang voor enkele zeldzame broedvogelsoorten zoals grote karekiet (*Acrocephalus arundinaceus*), woudaap (*Ixobrychus minutus*) en kwartelkoning (*Crex crex*). Veel van deze soorten zijn afhankelijk van een variatie aan watergebonden habitats, waarbij rivierdynamiek en de daarbij horende dynamiek in vegetatiesuccessie, een centrale rol spelen. Zo zijn Kwartelkoningen afhankelijk van vochtig grasland, een habitattype dat buitendijks nauwelijks meer voorkomt door landbouwintensivering. De rietlanden waarvan onder andere grote karekiet, woudaap en snor (*Locustella luscinioides*) afhankelijk zijn, vormen ook een belangrijk habitat in natte uiterwaarden, die in de winter voor een groot deel overstromen. Voor veel van zoetwater afhankelijke, overwinterende duikeenden, zoals nonnetje (*Mergellus albellus*) en grote zaagbek (*Mergus merganser*), vormen nevengeulen en plassen een onmisbaar foerageerhabitat. Hoewel rietland en moerashabitats niet direct een relatie vertonen met het voorkomen van diepe plassen, zijn diepe

plassen wel mogelijk van belang voor soorten die normaliter in strangen en andere rivierplassen voorkomen.

2.10.1 Herbivore vogels

Pelagiale zone
In de Nederlandse uiterwaarden foerageren eenden, ganzen en zwanen (Anatidae), meerkoet (*Fulica atra*) en waterhoen (*Gallinula chloropus*) regelmatig op waterplanten in het open water. Dit gebeurt meestal door grondelen (grondeleenden, zwanen, meerkoet, waterhoen, soms ganzen), waarbij alleen de kop en nek van de vogel onder de waterspiegel komen, maar ook door te duiken (duikeenden). Om succesvol te kunnen grondelen is het noodzakelijk dat voedsel zich niet ver van de wateroppervlakte bevindt. In de diepere delen van diepe plassen (>6 m) is vaak (maar niet altijd, Seelen et al., 2019) minder vegetatie aanwezig die vanaf de bodem groeit en/of de vegetatie die aanwezig is bereikt vaak niet het epilimnion. Grondelende vogels, die binnen de bovenste meter van het epilimnion foerageren (Noordhuis et al., 2002) zijn hierdoor op diepe plassen afhankelijk van op het wateroppervlak drijvende vegetatie. Het gaat hierbij vooral om eendenkroos (*Lemna*), vrij in de waterkolom drijvende plantensoorten (bijvoorbeeld grof hoornblad *Ceratophyllum demersum*) of losgebroken vegetatie uit de oeverzone of vanuit diepere waterlagen. Hierdoor is de hoeveelheid voedsel voor grondelende herbivoren in diepe plassen slechts in relatief geringe mate aanwezig (van den Bergh, 1972; Baschuk et al., 2012). De meer gebruikelijke bronnen van plantaardig voedsel voor deze groep omvatten bijvoorbeeld kranswieren (*Chara*) en fonteinkruiden (*Potamogeton*), welke vooral in ondiepere wateren goed gedijen (Jansen en Houkes, 2014; Noordhuis et al., 2002), maar zeker ook in diepe plassen kunnen voorkomen (Landesumwelt Nordrhein-Westfalen, 2006; Seelen et al., 2019).

Duikeenden, die overwegend benthoseters zijn, kunnen tevens op plantaardig materiaal foerageren. Ze doen dit meestal tot een diepte van 1.70-3.00 m (kuifeend *Aythya fuligula*, tafeleend *Aythya ferina*) (Noordhuis et al., 2002), maar incidenteel tot 15 m diep in het geval van kuifeend (van den Bremer et al., 2015). Hiermee zijn ze in staat om ook dieper groeiende waterplanten te eten, hoewel dieper duiken ook meer energie kost (de Leeuw et al., 1998). Waterpest (*Elodea* spp.) groeit tot een diepte van maximaal 10 m in Nederlandse plassen (Jansen & Houkes, 2014) en wordt door duikeenden en meerkoeten geconsumeerd (Longcore en Cornwell, 1964; Olney, 1963; Perrow et al., 1997). De hoeveelheid plantenbiomassa in de bovenste lagen van diep water is echter relatief gering zodat deze soorten hiervan waarschijnlijk maar in geringe mate profiteren (Sheldon en Boylen, 1977). De meeste van deze soorten hebben dan ook een breder dieet, waartoe ook aquatische insecten en vis behoren. Er is zelfs een negatief verband tussen het voorkomen van dichte velden fonteinkruid (*Potamogeton*) en dat van duikeenden (Timmerman, 1956), omdat dichte plantenvegetatie het duiken naar vis en schelpdieren bemoeilijkt.

Epi- en supralittorale zone
De aanwezigheid van plantenetende vogels aan de waterrand is geheel afhankelijk van de aanwezigheid van vegetatie in ondiep water en aan de oevers. Dit hangt weer samen met de steilheid van oevers en nutriëntenbelasting. Een diepe plas kan echter ook ondiepe oeverzones hebben, in het bijzonder wanneer de plas een groot oppervlak heeft en de gradiënt minder steil is of als de plas verbonden is aan de rivier en met regelmaat inundeert.
Naast de eerdergenoemde herbivore soorten van dieper water, die ook in de oeverzones in ondieper water kunnen voorkomen, komen aan oevers ook vogels voor die foerageren op terrestrische vegetatie, met name gras. Het gaat hierbij vooral om ganzen, smient (*Mareca penelope*), wilde eend (*Anas platyrhynchos*), en meerkoet (Beintema et al., 1995). Het foerageren van deze soorten op grasvegetatie rond oevers zal echter waarschijnlijk weinig beïnvloed worden door de diepte van de plas. Hetzelfde geldt voor eenden op overstromingsvlaktes.

Aangetakte plassen
Aangetakte diepe plassen kunnen door meerdere processen meer of minder plantengroei hebben. Toevoer van voedingstoffen uit de rivier kan leiden tot meer plantengroei, terwijl toegenomen dynamiek plantengroei kan remmen (maar soortendiversiteit kan doen toenemen). Bekend is dat planteneters kunnen profiteren van een toename aan rivierdynamiek (van den Bremer et al., 2009), zodat soorten als wintertaling (*Anas crecca*) toenemen, vooral door een toename aan pionierssituaties. Bij tweezijdig aangetakte plassen kan de stroming echter zodanig sterk zijn dat vooral planteneters, die vanaf de wateroppervlakte foerageren, moeite hebben om voedsel te bemachtigen. Onbekend is of deze effecten verschillen tussen aangetakte ondiepe en diepe plassen.

2.10.2 Benthivore en insectivore vogels

Pelagiale zone
Benthivore vogels foerageren vooral op insecten en weekdieren die voorkomen op de bodem van een plas. Er zijn verschillende specialistische benthivoren onder de vogels van de Nederlandse uiterwaarden, voornamelijk eendensoorten. Het gaat om wilde eend, wintertaling (*Anas crecca*), zomertaling (*Anas querquedula*), brilduiker (*Bucephala clangula*) en duikeenden (*Aythya*). Voor de meeste van deze soorten is de bodem van een diepe plas (>6 m) echter te diep om te bereiken en geldt dat deze typischer zijn voor een ondiep milieu. Kuifeenden (en mogelijk andere eenden van het genus *Aythya* plus brilduikers) kunnen incidenteel tot 15 m diep foerageren (van den Bremer et al., 2015) en zijn typischer voor dieper water. Ze kunnen echter wel succesvol foerageren op weekdieren (in het bijzonder zoetwaterslakken en –mossels, driehoeksmossel) die ze vinden op waterplanten en op insecten in de waterkolom. Een toename aan weekdieren door een toename aan helderheid van het water (Zhang et al., 2017) in diepe plassen is waarschijnlijk van positieve invloed op het voorkomen van bodemdier-etende eenden. Uitzondering is mogelijk een toename van de exotische quaggamossel (*Dreissena rostriformis bugensis*), welke door de grote hoeveelheid schelp weinig voedingswaarde heeft en over het algemeen door vogels wordt gemeden (Noordhuis et al., 2014).

Diepe plassen bevriezen minder snel dan ondiepe plassen en de aanwezigheid van ijsvrij water in de winter is van belang voor soorten die in het water foerageren, inclusief enkele duik- en grondeleenden.

Epi- en supralitorale zone
De hoeveelheid geschikt habitat voor benthivore vogels aan de waterrand is wederom afhankelijk van de hoeveelheid ondiep water die beschikbaar is. Ook speelt inundatie een belangrijke rol, omdat in de winter overstroomde oevers in het zomerhalfjaar geschikt habitat kunnen vormen voor benthivore vogels vanwege het ontbreken van vegetatie en de aanwezigheid van vochtige grond (slikranden, modder). Diepe wielen met een minder steile gradiënt en connectiviteit met de rivier zullen dus geschikter zijn voor benthivore vogels dan diepe (zand)winplassen met steile oevers.
Er zijn verschillende gespecialiseerde benthoseters die in ondiep water voorkomen. Zowel slobeend als bergeend (*Tadorna tadorna*) en lepelaar (*Platalea leucorodia*) hebben gespecialiseerde snavels om zeer fijne organismen (weekdieren, insecten) of algen uit het water te filteren. Daarnaast leven ook verschillende steltlopersoorten (bijvoorbeeld tureluur (*Tringa totanus*), oeverloper (*Actitis hypoleucos*), grutto (*Limosa limosa*) en meeuwen (bijvoorbeeld kokmeeuw (*Chroicocephalus ridibundus*), zilvermeeuw (*Larus argentatus*)) van bodemdieren aan oevers van plassen en foerageren ook grondel- en duikeenden met regelmaat aan ondiepe oevers van plassen. Ook woudaap eet geregeld insecten en komt voor in uitgestrekt riet, een habitat dat vooral aanwezig is bij grotere oppervlaktes ondiep water of vochtige grond zoals bij overstromingsvlaktes.

Op de overstromingsvlaktes komen verschillende typische benthos/insecteneters voor, zoals lepelaar, tureluur, grutto, slobeend, woudaap, rallen (inclusief kwartelkoning) en zangvogels zoals blauwborst en grote karekiet (Kurstjens et al., 2020). Deze zijn afhankelijk van het dynamische milieu dat gecreëerd wordt door regelmatige overstroming, en elke soort is gespecialiseerd op een bepaald stadium van successie (bijvoorbeeld modder, lage begroeiing van pioniervegetatie, rietland, ruigte) van de overstromingsvlakte. Het voorkomen van deze stadia hangt samen met de regelmaat (tijd/duur) van overstroming: een ondiepe plas of vlakte kan minder water herbergen en valt bij een gebrek aan wateraanvoer sneller droog dan een diepere plas, maar deze dynamiek is ook afhankelijk van veel andere factoren, zoals morfologie van de vlakte, connectiviteit, omgeving, bodemgesteldheid, waterkwaliteit, bedijking, etc.

Boven het water
Gier- (*Apus apus*), boeren- (*Hirundo rustica*), huis- (*Delichon urbica*) en oeverzwaluw (*Riparia riparia*) foerageren alle met regelmaat boven open water, vooral bij slecht weer. Ook zwarte stern (*Chlidonias nigra*) en, tijdens de trektijd, dwergmeeuw (*Hydrocoloeus minutus*) foerageren boven het water, waarbij op het water drijvende insecten worden opgepikt. De invloed van de diepte van een plas en bijkomende veranderingen in temperaturen op het voorkomen van insecten op en boven de plas en de daarop foeragerende vogels zijn voor zover bekend niet onderzocht.

Aangetakte plassen
Een dynamisch waterpeil, wat bijvoorbeeld gestimuleerd wordt door aantakking van de plas of regelmatige overstroming vanuit het rivierbed, leidt tot een toename aan benthoseters, zoals bergeend en slobeend, doordat de hoeveelheid slikranden toeneemt (van den Bremer et al., 2009). Dit geldt ook voor het broedsucces van soorten als kleine plevier (*Charadrius dubius*) en kluut (*Recurvirostra avosetta*) (van Turnhout et al., 2007), hoewel deze soorten (en andere steltlopers) afhankelijk zijn van enige mate van stabiliteit in pionierssituaties (Verbeek et al., 1994), welke bij aangetakte plassen waarschijnlijk minder frequent is. Onduidelijk is of dit effect verschilt tussen diepe en ondiepe plassen; te verwachten is dat de hoeveelheid slikranden door de grotere dieptegradiënt bij diepe plassen geringer is dan bij ondiepe.

2.10.3 Viseters

Visgemeenschappen kunnen verschillen tussen diepe en ondiepe plassen. In diepe plassen met steile gradiënt komen vooral generalistische soorten voor, die geen last hebben van het ontbreken van ondiepe oeverzones. Ook kunnen de diepere en zuurstofarme delen een obstakel voor (met name) rheofiele soorten zijn om te foerageren, zeker als er weinig ondiepe oeverzones of een gebrek aan connectiviteit met de rivier is. Wel zijn diepe plassen mogelijk geschikt habitat voor koude-tolerante soorten als spiering en kwabaal (zie paragraaf 2.9). De eerste is van belang voor verschillende viseters door het geringe formaat en kan lokaal talrijk voorkomen.

Pelagiale zone
Er zijn enkele soorten duikeenden in het rivierengebied die volledig tot bijna volledig piscivoor zijn. Vooral grote zaagbek en nonnetje leven bijna uitsluitend van vis, maar ook brilduiker en soorten van het geslacht *Aythya* eten met regelmaat vis. Verder is de aalscholver (Figuur 9) afhankelijk van vis voor zijn dieet, net als enkele futensoorten zoals fuut, dodaars en in mindere mate geoorde fuut (*Podiceps nigricollis*) en kuifduiker (*P. auritus*). Deze soorten duiken alle vanaf de wateroppervlakte en zwemmen daarbij onder water soms regelmatig enige afstand.



Figuur 9. *Aalscholvers op een slaapplaats op een eiland in een diepe plas. Foto: Han Damsté, Sovon.*
Figure 9. *Cormorants at a roost site on an island in a deep lake. Photo: Han Damsté, Sovon.*

Omdat deze soorten soms tot enkele meters diep duiken (aalscholver tot 9 m) (van Dobben, 1952) en op zicht jagen (Lythgoe, 1979), is het van belang dat de helderheid van het water hoog is (Eriksson, 1985). Dit is vaak het geval in diepe, gestratificeerde, plassen, waarbij onder andere het sediment te diep op de bodem ligt om troebelheid in het water te veroorzaken en nutriëntenbelasting gering kan zijn. Dat de diepste waterlagen, die anoxisch en donker kunnen zijn, weinig vis bevatten, is niet van belang voor deze soorten in diepe plassen, omdat deze dergelijke dieptes vaak niet bereiken. Aantakking/hoge connectiviteit met de rivier kan troebel water in de plas veroorzaken (van den Brink et al., 1993), ongeacht de diepte van de plas, dus zal het effect van helderheid op het voorkomen van vogels in dergelijke plassen geringer zijn.
Diep water kan ook van belang kan zijn voor deze groep omdat ze hun prooi van onderaf benaderen om deze te kunnen zien, afgetekend tegen een lichte achtergrond. Ze duiken hierbij dus geregeld dieper dan hun prooi (Lythgoe, 1979).

Diepe plassen zijn vaak koeler in het zomerseizoen en herbergen dus ook vissoorten die van koud water houden. De spiering is een belangrijke voedselbron voor verschillende visetende vogels, waaronder de fuut (Piersma et al., 1988) en de grote zaagbek (Žydelis en Kontautas, 2008). Het voorkomen van spiering is dus afhankelijk van de aanwezigheid van koeler water, een niche die bij een opwarmend klimaat steeds lastiger te vinden is (Crozier en Hutchings, 2014). Binnen het Nederlandse rivierengebied is spiering echter een relatief zeldzame vis, verspreiding is beperkt en dichtheden zijn zeer laag (van Kessel en Kranenbarg, 2012). Hoewel diepe plassen vanwege hun lagere temperatuur een belangrijke refugium voor spiering kunnen zijn in een warmer klimaat, is de functie van spiering in diepe plassen als voedselbron voor visetende vogels momenteel zeer beperkt.

Over het algemeen zijn visetende vogels echter vrij generalistisch in hun dieetkeuze, afgezien van het formaat van de vis, waarbij het doorgaans gaat om kleine vissen (bij de meeste soorten tot 10 cm, bij aalscholver groter; van Dobben, 1952). Zo worden blankvoorn, aal (*Anguilla anguilla*), baars, elrits (*Phoxinus phoxinus*), snoek (*Esox lucius*), alver (*Alburnus alburnus*), brasem en stekelbaarzen (*Gasterosteus, Pungitius*), net als de exotische zwartbekgrondel (*Neogobius melanostomus*) alle gegeten. Dit zijn vissen met een zeer uiteenlopende ecologie en dus niet gebonden aan een bepaalde waterdiepte.

In de winter vriezen diepe plassen juist minder snel dicht. Hierdoor houden visetende soorten langer geschikte foerageerplekken en kunnen eendensoorten bijvoorbeeld erg geconcentreerd op diepere plassen voorkomen. Het is te verwachten dat door klimaatopwarming dit effect minder vaak zal voorkomen.

Epi- en supralittorale zone
In het rivierengebied komt een zestal viseters voor aan de oevers van water: blauwe reiger (*Ardea cinerea*), roerdomp (*Botaurus stellaris*), ijsvogel (*Alcedo atthis),* grote zilverreiger (*Ardea alba*), lepelaar, en de woudaap. Vooral bij de eerste drie bestaat een belangrijk deel van het dieet uit vis. Het voorkomen van deze soorten is dan ook afhankelijk van plekken waar vis relatief dicht bij de oever komt. Er is een positief verband tussen de ondiepte van water en de hoeveelheid visprooi gevangen door watervogels (Bancroft et al., 2002; Lantz et al., 2010), hoewel dit wel afhankelijk is van de hoeveelheid vis in de plas. Natuurlijk kan de oevergradiënt niet zo steil zijn dat de vogels niet meer in het water kunnen staan. Bij veel soorten is bovendien de aanwezigheid van oevervegetatie voordelig, omdat ze de vegetatie gebruiken als zitplek (ijsvogel) of als plek om minder zichtbaar te zijn voor predator en prooi. In de winter is vooral de ijsvogel ook temperatuurgevoelig, omdat deze dan volledig op wakken is aangewezen voor voedsel, waardoor diep water aan oevers, dat slechts langzaam bevriest, erg geschikt habitat voor de soort kan zijn.

Boven het water
Enkele viseters jagen ook van boven het water. Ze zoeken op zicht naar vis en duiken vervolgens in de bovenste waterlaag, waarbij ze maar beperkt achter hun prooi aanzwemmen onder water. Dit zijn vooral sterns, in het rivierengebied de zwarte stern en de visdief (*Sterna hirundo*), maar ook de visarend (*Pandion haliaetus*). Omdat deze soorten op zicht jagen prefereren zij plassen waar de bovenste waterlaag helder is doordat vermenging met bodemmateriaal minder frequent is (Eriksson, 1985).

Aangetakte plassen
Een toename aan oeverlengte kan een positief effect hebben op populaties visetende vogels, dus aantakking van plassen is in deze context een pluspunt (van den Bremer et al., 2009). Door aantakking neemt het aantal subaquatische habitats en productiviteit toe, wat gunstige omstandigheden creëert voor vis (Junk et al., 1989) en daarmee visetende vogels. Ook kan aantakking leiden tot meer stroming en daarmee tot grotere helderheid van (ondiep) water, wat viseters ten goede komt (Bakker en Cals 1995), hoewel uit onderzoek ook blijkt dat rivierwaterinvloed de productiviteit in ondiepe uiterwaardplassen kan verhogen (van den Brink et al., 1993; van Geest et al., 2005). Uit de literatuur wordt niet duidelijk of er wat betreft stroming en helderheid een verschil is tussen aangetakte diepe en ondiepe plassen. Te verwachten is dat aantakking vooral bij voedselrijke of troebele ondiepere plassen helderheid sterker doet toenemen ten opzichte van diepe plassen en dat aantakking vooral bij diepe plassen waarschijnlijk zorgt voor toegenomen productiviteit en/of troebelheid (zie ook paragraaf 2.4). Viseters die vanaf het wateroppervlak foerageren hebben over het algemeen weinig last van sterke stroming en het gilde van visetende vogels op aangetakte plassen zal dan ook voor een groot deel bestaan uit dezelfde soorten die ook op de rivier foerageren (aalscholver, zaagbekken, futen).

2.10.4 Diepe plassen en nestgelegenheid

Pelagiale zone
Enkele soorten broeden in het rivierengebied op open water. Dit zijn fuut, geoorde fuut, meerkoet en zwarte stern. Deze soorten bouwen nestplatforms die ze verankeren aan vegetatie, in het geval van zwarte stern vooral drijvende vegetatie (Cramp en Brooks, 1992). In diepe plassen is vaak weinig vegetatie die het epilimnion bereikt en die in de bodem van de plas is geworteld, zodat nesten veilig aan de vegetatie kunnen worden verankerd. In diepe plassen zijn deze soorten dus vaak beperkt tot oeverzones, mits deze niet te steil zijn voor plantengroei (Vogel, 1995). Een bijkomend nadeel voor deze soorten is dat door een grotere strijkzone van de plas in combinatie met een relatief gebrek aan vegetatie, er meer golfslag is, wat negatief uitwerkt op de geschiktheid als nestplaats (Bergman et al., 1970).

Epi- en supralittorale zone
Voor het broeden van verschillende soorten eenden, ganzen, zwanen, futen, rallen en zangvogels is de hoeveelheid oevervegetatie van cruciaal belang. Rietranden en andere opgaande vegetatie dient als broedplek voor veel soorten, waarbij de vegetatie zorgt voor dekking tegen predatie en golfslag en vaak een rijke bron van voedsel vormt voor de soorten. Ondiepe plassen bieden hier meer kansen voor deze soorten omdat over een relatief groot deel van de plas zich een emergente vegetatie kan ontwikkelen. Een steile gradiënt bij een diepe zandwinplas gaat vaak gepaard met opstaande randen, welke zeer geschikt zijn als broedplaats voor oeverzwaluw en ijsvogel.
Voor soorten die in bomen nabij water nestelen, zoals reigers en aalscholvers, is de dieptegradiënt wellicht van minder groot belang, hoewel bij deze soorten wel geldt dat het foerageergebied vaak dicht bij de nestplaats ligt. Vooral voor aalscholver is de nabijheid van visrijk, open water van belang.

Diepe plassen als slaapplaats
Er zijn verscheidene soorten die op open water slapen en waarbij de diepte van het water van belang kan zijn. Het gaat hierbij vooral om de overdag op open water slapende eenden en de 's nachts op het water slapende ganzen en zwanen (Figuur 10), en mogelijk meeuwen (Vogel, 1995; van den Bremer et al., 2008). Hoewel deze soorten ook op ondieper water slapen (Eiserer, 1984), dient het water niet zo ondiep te zijn dat mogelijke predatoren (vos, marters) gemakkelijk bij de slaapplaats kunnen komen door te waden. Dieptes van >1m kunnen al voldoende zijn om de meeste predatoren tegen te houden, waardoor ook ondiepe plassen een geschikte slaapfunctie voor vogels kan hebben. Er is wel een groter risico op tijdelijk droogvallen of het ontstaan van doorwaardbare zones wel in een ondiepe plas, dan in een diepe plas. Een mogelijk nadeel voor slaapplaatsen is het formaat van plassen. Als er een positief verband is tussen diepte en oppervlakte neemt ook de invloed van wind en kou toe, wat nadelig kan zijn voor de slaapfunctie. In dat geval is nabije beschutting zoals boom- en struikengroei essentieel.

Diepe plassen vriezen in de winter bovendien vaak minder snel dicht dan ondiepe plassen. Dit heeft als voordeel dat er sneller wakken overblijven, waar vogels veilig kunnen slapen en waar het gevaar van bevriezing minder groot is. Als omringende ondiepere plassen al geheel bevroren zijn, neemt het belang van diepe plassen als slaapplaats dus relatief toe.

Eilandjes, slikvlaktes en opspuitterreinen (van der Winden en Schobben, 2001) in plassen kunnen ook belangrijke slaapplaatsen vormen voor veel soorten, vanwege hun onbereikbaarheid voor predatoren. Vooral steltlopers, meeuwen, sterns en reigers maken gebruik van dergelijke slaapplaatsen. De aanwezigheid van deze eilandjes is in ondiepe plassen wellicht frequenter, maar in diepere plassen zijn deze beter beschermd door omringend diep water.



Figuur 10. *Kolganzen op een slaapplaats in een uiterwaardplas. Foto: Olaf Klaassen, Sovon.*
Figure 10. *Greater white-fronted geese at a roost site in a flood plain lake. Photo: Olaf Klaassen, Sovon.*

2.10.5 Samenvatting vogels

Het verband tussen de diepte van rivierplassen en het voorkomen van vogels is niet eenvoudig te leggen en hangt vaak samen met andere factoren die van veel groter belang zijn dan diepte. De variatie tussen verschillende diepe plassen qua vegetatie, helderheid, prooirijkdom en andere voor vogels belangrijke factoren, is daarbij vrij groot, zodat niet gemakkelijk eenduidige conclusies kunnen worden getrokken. Voor herbivore vogels is de aanwezigheid van vegetatie van belang als voedselbron, voor benthivore en insectivore vogels zijn de helderheid van het water en, in de winter, ijsvrijheid, van belang. Voor visetende vogels is wederom helderheid van groot belang, maar ook diepte kan voor deze groep wel degelijk een factor van betekenis zijn, zeker als dat betekent dat diepe plassen meer prooi herbergen. Het is ook de enige groep die zich met enige regelmaat in de diepere lagen van de waterkolom begeeft. Als broedplaats is voor al deze groepen de hoeveelheid vegetatie van groter belang dan de diepte van de plas. Als slaapplaats kan er een verband zijn tussen diepte en geïsoleerd zijn en ijsvrijheid, welke een positief effect hebben op de rustfunctie van een plas. Diepe plassen zijn waarschijnlijk vooral van belang voor visetende en benthosetende vogels en als er een positief verband is tussen diepte en belangrijke factoren zoals helderheid en hoeveelheid vegetatie, mogelijk ook voor andere groepen vogels.

Het aangetakt zijn van plassen kan gunstige omstandigheden opleveren voor vogels als dit resulteert in bijvoorbeeld een dynamisch oevermilieu. Dit kan zowel bij ondiepe als diepe plassen gebeuren en is afhankelijk van de voedselrijkheid van de plas, de hoeveelheid stroming en de waterkwaliteit van de aangetakte rivier.

Samenvattend zijn ondiepe plassen in het geval van bepaalde ecologische groepen geschikter als habitat; grondelende soorten kunnen gemakkelijker bij plantaardig voedsel en soorten van ondiepe oeverzones (rietvogels, steltlopers) gedijen vaak beter bij een geleidelijke oevergradiënt zoals die vaak te vinden zijn rond ondiepe plassen. Ook broedende vogels zullen relatief vaak een geschikte nestplek vinden op drijvende vegetatie in ondiepe plassen of in vegetatie in natte geleidelijk oplopende oevers van ondiepe plassen. Diepe plassen zijn daarentegen over het algemeen geschikter voor duikende viseters of benthoseters en voor rustende vogels.

3. Ecologie van ondiepe plassen in het rivierengebied in het kort

In deze studie wordt zowel aandacht besteed aan buitendijkse diepe plassen als verondiepte plassen. Over de ecologie van zowel diepe als verondiepte uiterwaardplassen is op dit moment relatief weinig bekend. Over natuurlijke - doorgaans kleinere - ondiepe uiterwaardplassen is echter al wel veel bekend vanuit voorgaande studies. Deze kennis is zeer relevant en naar verwachting in hoge mate ook toepasbaar op verondiepte plassen. Daarom wordt in dit hoofdstuk een beknopt overzicht gegeven van de ecologische kennis over kleinere ondiepe uiterwaardplassen.

3.1 Morfologie

Voor ondiepe uiterwaardplassen geldt dat waterplanten vrijwel ontbreken als de waterdiepte in mei groter is dan twee meter; hiernaast dienen veel ondiepe zones aanwezig te zijn. Deze dieptelimiet is beduidend lager dan in diepe plassen. Dit komt omdat diepe plassen - als gevolg van temperatuurstratificatie – vaak een grotere helderheid hebben, waardoor waterplanten dieper kunnen groeien. Naast de waterdiepte heeft het oppervlak ook een grote invloed. In grotere plassen (> 1-2 ha) komen minder ondergedoken waterplanten voor dan in kleinere plassen, ook wanneer deze plassen eenzelfde diepte hebben (van Geest, 2005). Hiervoor kunnen verschillende redenen gegeven worden. In kleine uiterwaardplassen heeft brasem een beduidend lagere dichtheid dan in grote plassen (Grift, 2001) waardoor minder bodemwoeling optreedt. Verder hebben kleine plassen een relatief kleine strijklengte (minder opwerveling van bodemdeeltjes) en een hoge ratio tussen oeverlengte en plasoppervlak. Dit laatste heeft een gunstig effect op de dichtheden van (algengrazende) watervlooien, waardoor de helderheid van het water toeneemt.

De oevers spelen ook een belangrijke rol voor de soortenrijkdom van ondergedoken waterplanten. De ondiepe oeverzones bleken het hoogste aantal soorten te bevatten, en naarmate het areaal van deze oevers groter was (door een langere oeverlijn en/of flauwere hellingshoek), nam ook de soortenrijkdom van de plas toe. Helofyten (riet, lisdoddes) en soorten met drijfbladeren, zoals gele plomp en watergentiaan, zijn veel minder of niet afhankelijk van helder water en komen derhalve ook in grotere, troebele plassen voor.

3.2 Hydrologische processen en waterkwaliteit

De vegetatieontwikkeling in ondiepe uiterwaardplassen wordt gestuurd door de waterkwaliteit, het rivierpeil, kwelstromen en de vorm van de plassen.

De waterkwaliteit in de plassen hangt in sterke mate af van de kwaliteit van het rivierwater tijdens overstromingen. Tijdens overstromingen worden nutriënten en slib aangevoerd, waardoor de helderheid van het water afneemt en condities voor waterplantengroei verslechteren. Hiernaast kunnen verhoogde chloridegehaltes van rivierwater de groei van waterplanten remmen (van den Brink, 1994). Bijgevolg gaat een toenemende frequentie en duur van de overstromingen gepaard met hogere fosfaat- en chloridegehaltes (Roozen, 2005) en lagere bedekkingen van ondergedoken waterplanten (van Geest, 2005). De waterkwaliteit kan echter verbeteren door de toevoer van kwel vanuit de rivier of aangrenzende pleistocene zandgronden (Barts & Van Swaay, 2019). Bij hogere rivierpeilen (zonder overstromingen) stijgt het waterpeil in de plassen door toevoer van grondwater, met name wanneer deze plassen een zandige bodem hebben. Tijdens dit grondwatertransport wordt het grondwater verrijkt met calcium, waardoor de samenstelling van dit water duidelijk verschilt met dat van Rijnwater (Barts & Van Swaay, 2019). De toevoer van dit kwelwater heeft veelal een goede invloed op de waterkwaliteit in de plassen. Een goed voorbeeld

van kwelwatergevoede strangen met hoge natuurwaarden bevindt zich in de kronkelwaarden van natuurgebied Cortenoever langs de zuidelijke IJssel. Kwelgeulen en –sloten herbergen vaak een waardevolle, soortenrijke vegetatie met soorten als waterviolier (*Hottonia palustris*), lidsteng (*Hippuris vulgaris*), holpijp (*Equisetum fluviatile*) en – lokaal – bosbies (*Scirpus sylvaticus*) en witte waterkers (*Rorippa nasturtium-aquaticum*) (Peters & Kurstjens, 2012; Kurstjens & Peters, 2012).

3.2.1 Overstromingen

De Rijn en Maas kenmerken zich door hoge rivierpeilen tijdens de wintermaanden en het vroege voorjaar, en lagere waterpeilen tijdens het zomerseizoen. Overstromingen van de uiterwaarden treden hierdoor voornamelijk tijdens de wintermaanden op. In de loop van de zomer daalt het waterpeil en de rivier bereikt zijn laagste peil veelal in de periode augustus – oktober.

Zowel overstromingen als lage rivierpeilen hebben een groot effect op de vegetatie-ontwikkeling in de plassen. Eerder onderzoek heeft uitgewezen dat een toenemende overstromingsduur negatief uitpakt voor de bedekking en soortdiversiteit van waterplanten in uiterwaardplassen (van Geest, 2005; van den Brink, 1994). Deels is dit het gevolg van de toevoer van nutriënten en slib tijdens overstromingen. Andere mechanismen spelen echter ook een belangrijke rol. Langs de Waal en Bovenrijn trekken tijdens overstromingen grote scholen brasem (*Abramis brama*) de uiterwaardplassen in (Grift, 2001). Deze bodemwoelende vissen kunnen het water in de plassen vertroebelen (Roozen, 2005) en de groei van waterplanten verhinderen. Hiernaast overstromen plassen met een hoge overstromingsduur ook regelmatig in de vroege zomer. In de zomer hebben overstromingen een veel negatievere invloed dan in de winter, omdat het tijdstip van overstroming dan samenvalt met de periode van actieve groei van waterplanten. Door bovengenoemde processen neemt de bedekking en soortenrijkdom van waterplanten af bij een gemiddelde overstromingsduur van meer dan 20 dagen per jaar. Voor bijvoorbeeld het habitattype H3150 ligt deze grens zelfs bij < 2 dagen per jaar. Deze drempelwaardes zijn – onafhankelijk van deze studie – vastgesteld door Janse (1986) en Van den Brink (1994).

3.2.2 Tijdelijke droogval

Lage waterpeilen hebben ook een grote invloed op de vegetatie-ontwikkeling. Tijdens lage waterpeilen in de rivier infiltreert er water vanuit de plas naar de rivier, waardoor het waterpeil daalt en plassen (deels) kunnen droogvallen. Tijdelijke droogval stimuleert de kieming van veel water- en moerassoorten, en begunstigt het voorkomen van diverse zeldzame kranswieren. In regelmatig droogvallende plassen groeien soorten die grote peilfluctuaties goed kunnen weerstaan, en waarvan de kieming van zaden en sporen gestimuleerd wordt door droogval. Voorbeelden van laatstgenoemde categorie zijn watergentiaan en gewoon kransblad. Op drooggevallen oevers treedt zuurstof in de bodem, waardoor zaden van Watergentiaan massaal ontkiemen (Smits, 1994) en ook de kieming van Kranswier wordt duidelijk gestimuleerd door tijdelijke droogval in het voorgaande jaar. De tijdelijk drooggevallen oevers vormen bovendien een optimale groeiplaats voor het N2000 habitattype Slikkige rivieroevers (H3270), dat gekenmerkt wordt door soorten als slijkgroen (*Limosella aquatica*), bruin cypergras (*Cyperus fuscus*) en liggende ganzerik (*Potentilla supina*). Afhankelijk van het peilregime kunnen in latere successiestadia uitgebreide helofytengemeenschappen tot ontwikkeling komen, mits deze vegetatie niet door ganzen of vee wordt opgevreten.

Tijdelijke droogval heeft ook een groot effect op de nutriëntenbeschikbaarheid. De uiterwaardbodems langs de Rijn en Maas bevatten namelijk hoge gehaltes aan ijzer (Lamers et al., 2006; Loeb, 2008). Tijdelijke droogval kan de adsorptie-capaciteit van ijzer voor fosfaat verhogen (Smolders et al., 2006), waardoor minder fosfaat beschikbaar is voor algengroei. Hiernaast kan

droogval gezien worden als een natuurlijke vorm van 'actief biologisch beheer', waarbij populaties van brasem en andere (bodemwoelende) vissen worden gedecimeerd en condities voor plantengroei verbeteren.

Als plassen ouder zijn nemen de peilfluctuaties en kans op droogvallen af door accumulatie van slib en organisch materiaal in het sediment, zeker wanneer deze plassen verder van de hoofdgeul verwijderd zijn. Vanwege de grotere afstand tot de rivier hebben deze plassen kleinere peilschommelingen en wordt hier ook geen zand maar alleen fijn slib afgezet. In deze plassen treden droogtegevoelige soorten als gele plomp, witte waterlelie (*Nymphaea alba*) en smalle waterpest veel meer op de voorgrond. De verschillen in droogtegevoeligheid is ook weerspiegeld in de kans op droogval van standplaatsen van deze soorten.

3.2.3 Verschillen tussen riviertrajecten

Tussen de riviertrajecten zijn grote verschillen in peilregime, dynamiek van de rivier en geomorfologie van de uiterwaarden. Deze verschillen hebben een duidelijke weerslag op de vegetatiesamenstelling van de plassen. Op het punt waar de Rijn Nederland binnenstroomt (Spijk), treden grote verschillen in fluctuaties op tijdens het groeiseizoen. Ook in de boven- en middenloop van de IJssel komen aanzienlijke peilfluctuaties voor, al zijn deze geringer dan langs de Bovenrijn en Waal. Deze fluctuaties van het rivierpeil kunnen tot (gedeeltelijke) droogval van plassen leiden (Van Geest & Buijse, 2012).

Soorten die kenmerkend zijn voor periodieke droogval – zoals watergentiaan, gewoon kransblad en veenwortel (*Persicaria amphibia*) – hebben de hoogste presentie langs deze riviertrajecten. Daarentegen is het waterpeil langs de Neder-Rijn, Lek en Maas merendeels gereguleerd door stuwen, die gesloten worden bij lage rivierafvoeren. Deze stuwen beïnvloeden uitsluitend de lage rivierpeilen en hebben geen invloed op het overstromingsregime van de uiterwaarden langs deze riviertrajecten. Zodoende is het natuurlijke peilregime – met periodiek lage rivierpeilen – vervangen door een stabieler en gemiddeld hoger waterpeil. Hierdoor komen er in uiterwaardplassen langs de Neder-Rijn, Lek en Maas nauwelijks perioden met laagwater en droogval voor. Kenmerkende soorten voor periodieke droogval komen hier dan ook veel minder voor. Daarentegen bieden deze gestuwde riviertrajecten wel de beste mogelijkheden voor soorten als groot blaasjeskruid en kransvederkruid. Deze soorten zijn hier vrijwel beperkt tot kleine strangen, kleiputten en sloten met stabiele waterpeilen, die maar zeer weinig door de rivier worden overstroomd (< 2 dagen/jaar). Met name langs de Maas biedt kwel vanuit de hoger gelegen zandgronden goede kansen voor soorten als bosbies en witte waterkers (Peters & Kurstjens, 2012; Kurstjens & Peters, 2012).

3.3 Primaire producenten (vegetatie)

Waterplantrijke wateren hebben een belangrijke ecologische waarde in de uiterwaarden langs de Nederlandse laaglandrivieren (Van Geest & Buijse, 2012; Arts et al., 2016). Dit geldt in het bijzonder voor plassen die rijk begroeid zijn met waterplanten. Vegetatietypen met glanzig fonteinkruid (*Potamogeton lucens*), watergentiaan (*Nymphoides peltata*) en gele plomp (*Nuphar lutea*) groeien regelmatig in de uiterwaardplassen. Ook soorten als grof hoornblad (*Ceratophyllum demersum*) en smalle waterpest (*Elodea nuttallii*) zijn algemeen, evenals verschillende soorten smalbladige fonteinkruidsoorten (zoals schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*) en tenger fonteinkruid (*P. pusillus*). Het kranswier gewoon kransblad (*Chara vulgaris*) treedt tijdelijk sterk op de voorgrond in plassen die in het voorgaande jaar zijn drooggevallen, met name in recent gegraven plassen langs de Waal (Van Geest & Buijse, 2012).

Kenmerkend voor uiterwaardplassen zijn begroeiingen met glanzig fonteinkruid en gewoon blaasjeskruid, die tot het habitattype H3150 behoren. Dit habitattype kan – op grond van verschillen in milieuvoorkeur en ruimtelijke verspreiding – in twee subtypen gesplitst worden. Het eerste subtype bestaat uit begroeiingen die gedomineerd worden door glanzig fonteinkruid en komt vooral langs de Waal en IJssel voor. Het tweede subtype bestaat uit begroeiingen van groot blaasjeskruid (*Utricularia vulgaris*) en kransvederkruid (*Myriophyllum verticillatum*); deze soorten concentreren zich tot de uiterwaarden langs de Neder-Rijn en Lek. krabbenscheer (*Stratiotes aloides*) is vrijwel verdwenen uit het winterbed van de Nederlandse rivieren (van Geest et al., 2011; Arts et al., 2016).

Het tweede habitattype betreft Kranswierwateren (H3140). Hiertoe behoren onder meer begroeiingen met het zeldzame vertakt boomglanswier (*Tolypella intricata*), veelal in combinatie met gewoon kransblad. Deze soorten zijn kenmerkend voor plassen met grote peilfluctuaties, leidend tot periodiek sterk uitdrogende bodems. Hiernaast groeit in diverse plassen het (internationaal zeer zeldzame) kleinhoofdig glanswier (*Nitella capillaris*). Deze soort groeit vooral in plassen met een leeftijd variërend van 30 tot 100 jaar en met een matig fluctuerend waterpeil.

3.3.1 Vissen en amfibieën

Ondiepe uiterwaardplassen met een gevarieerde waterplantengemeenschap zijn vaak belangrijke habitats voor specifieke groepen amfibieën en vissen (Kurstjens et al., 2020; Dorenbosch et al., 2020). Ondiepe plassen met een kleiner oppervlak, een beperkte overstromingsduur (< 20 dagen per jaar, of < 2 dagen per jaar) en invloed van kwel worden regelmatig gebruikt als voortplantingswater door kritische amfibieën zoals kamsalamander, heikikker en poelkikker.

Tijdelijke droogval van deze wateren vergroot doorgaans de waarde als voorplantingswater voor amfibieën: droogval zorgt dat vissen uitsterven (aanwezig na overstroming door een extreem hoogwater). Indien de plassen zich opnieuw vullen in de jaren daarop (door regen of kwel), ontstaan ondiepe wateren met gunstige vegetaties voor eiafzet en ontwikkeling van larven terwijl vissen die eieren en larven prederen afwezig zijn. Tegelijkertijd zijn ondiepe plassen die wel lang water houden een goed leefgebied voor plantminnende vissen zoals bittervoorn, grote modderkruiper, kroeskarper, rietvoorn, vetje en zeelt. De soorten zijn gebaat bij ondiepe wateren die snel opwarmen en zich kenmerken door een goed ontwikkelde watervegetatie (gedomineerd door ondergedoken waterplanten en riet). Grote modderkruiper en kroeskarper kunnen hierbij zelfs perioden van korte droogval overleven.

Grotere (diepere) wateren die sterker onder invloed staan van de rivier en waarbij waterplanten een veel minder dominante rol spelen, worden gedomineerd door stromingsminnende vissen en generalistische soorten zoals alver, baars, brasem, blankvoorn, snoekbaars en winde. Deze invloed van mate van aantakking/connectiviteit met de rivier op het type vis dat voorkomt in de plassen bleek ook uit de studie van van den Brink et al. (1996).

4. Synthese literatuurstudie

In het kader van het OBN-onderzoek: "Diepe uiterwaardplassen verondiepen of niet? Visie vanuit ecologisch perspectief" is de literatuurstudie uitgevoerd om het huidige kennisniveau in beeld te brengen. Vooraf werd reeds geconstateerd dat er maar weinig kennis beschikbaar is over de ecologie van diepe uiterwaardplassen en het effect van verondiepen. In deze literatuurstudie werden wetenschappelijke literatuur, adviesrapporten en gegevens geraadpleegd. Er blijkt veel kennis beschikbaar over de ecologie van ondiepe meren en plassen, zowel binnen- als buitendijks. Ook is er veel kennis beschikbaar over de biogeochemische en ecologische processen die in binnendijkse diepe plassen plaatsvinden. Er werden aanwijzingen gevonden dat deze processen ook in buitendijkse diepe plassen kunnen spelen, maar een gedegen onderbouwing is op basis van de geraadpleegde informatie niet mogelijk.

Diepe plassen (> 6 m) in het uiterwaardengebied in Nederland zijn vaak ontstaan als zand- of grindafgravingen. Hierdoor hebben de plassen meestal een steil talud en liggen ze als diepe putten in het rivierenlandschap. De plassen hebben een verschillende mate van aantakking op de rivier: ze zijn tweezijdig aangetakt, eenzijdig aangetakt of liggen voor langere tijd geïsoleerd van de rivier. Door peilfluctuaties van de rivier kunnen de diepe uiterwaardplassen in min of meerdere mate in contact komen met de rivier. Een belangrijk proces dat in diepe plassen kan optreden is het ontstaan van stabiele stratificatie (gelaagdheid) van de waterkolom in het zomerhalfjaar. Dit is een belangrijk onderscheidend proces in geïsoleerde diepe wateren ten opzichte van ondiepe wateren, waar doorgaans geen stabiele stratificatie optreedt. Uit de quickscan, die deels in dezelfde periode is uitgevoerd als deze literatuurstudie, is gebleken dat stratificatie niet alleen in geïsoleerde plassen, maar ook in aangetakte diepe plassen voorkomt (zie ook hoofdstuk 6.2). Wanneer de waterdiepte afneemt door verondieping (tot naar schatting circa 6 meter in de zomer), zal naar verwachting de (stabiele) stratificatie in de meeste gevallen verdwijnen.

Door de invloed van de rivier kan verondersteld worden dat de stabiliteit van de stratificatie minder sterk en de invloed op de waterkwaliteit groter is bij een grote mate van aantakking en bij grotere peilfluctuaties in de rivier tijdens stratificatieperiode. Deze situaties leiden mogelijk tot minder stabiele stratificaties in diepe aangetakte plassen in het bovenrivierengebied, waar het rivierpeil doorgaans sterker fluctueert dan verder benedenstrooms en in gestuwde trajecten. Er blijkt echter nauwelijks literatuur beschikbaar over de invloed van de rivier en de mate van aantakking op stratificatieprocessen en op de waterkwaliteit in diepe uiterwaardplassen. Tot op heden is er ook nagenoeg geen onderzoek gedaan naar effecten op en van de ingebrachte bodem bij verondieping in een dergelijk dynamisch systeem.

De belangrijkste fysieke verandering van verondiepen is dat de pelagische zone afneemt en daarmee de verhouding tussen het watervolume van de plas en het bodemoppervlak drastisch afneemt. Dit betekent dat bodemprocessen een grotere rol kunnen gaan spelen in het ecologisch functioneren van verondiepte plassen en dat de (diepe) grondwaterinvloed afneemt. Ook de mate van aantakking kan hier een rol in spelen: grotere mate van aantakking zal naar verwachting leiden tot een kleinere invloed van de waterbodem op de plas. Bij eenzelfde interne (waterbodem) als externe (o.a. rivierinput) nutriëntenbelasting zal de verondiepte plas naar verwachting eutrofer zijn dan de diepe plas (als gevolg van een kleiner watervolume).

Verder zal de ontwikkeling van waterplanten in diepe uiterwaardplassen naar verwachting ook afhangen van de rivierinvloed, grondwaterinvloed en mate van aantakking. Deze processen kunnen verschillende standplaatscondities voor planten beïnvloeden. De ontwikkeling van waterplanten is weer van belang voor het voorkomen van fauna. Wanneer de littorale zone van plassen een goed ontwikkelde water- en/of oevervegetatie heeft, herbergt deze vaak hoge visdichtheden (veel juveniele en limnofiele vissen). Doordat diepe plassen veelal een relatief kleine oeverzone en bij

stratificatie een zuurstofarm hypolimnion kunnen hebben, worden er over het algemeen lagere dichtheden vissen aangetroffen dan in ondiepe plassen. In het geval de diepe zone van diepe plassen voldoende zuurstof bevat, kan deze functioneren als overwinteringshabitat (bijvoorbeeld tijdens hoogwater in de rivier), schuilplaats tegen predatie, voedselbron en als zomerrefugium tijdens perioden met hoge zomertemperaturen en/of lage rivier afvoeren.

In het rivierengebied komen veel soorten vogels voor door de diversiteit aan habitats. In diepe plassen zijn de pelagiale zone, (supra)litorale zone en de zone boven het water van belang voor diverse groepen vogels. In een diepe plas is de steilheid en breedte van de oeverzone van belang voor vogels die hier foerageren of nestelen. Het pelagiaal is van belang voor soorten die waterplanten of vis op enige diepte verzamelen zoals duikeenden en aalscholvers. Aangezien de oeverzone van diepe plassen vaak relatief klein is ten opzichte van ondiepe plassen is er relatief weinig nestgelegenheid voor deze soorten. Wel kunnen diepe plassen van belang zijn voor vogels als slaapplaats en voor (duikende) viseters. Aantakking van plassen kan voordelig zijn (bijvoorbeeld extra oeverlengte) voor sommige soorten, maar nadelig (bijvoorbeeld door veel stroming) voor andere soorten. Er is geen specifieke kennis voorhanden over de verschillen in vogelstand tussen aangetakte en geïsoleerde uiterwaardplassen en hoe diepte daarmee samenhangt.

Kortom veel processen die in buitendijkse diepe plassen kunnen spelen zijn bekend vanuit geïsoleerde (binnendijkse) diepe plassen of ondiepe uiterwaardplassen. Er zijn beperkt aantal onderzoeken beschikbaar die ingaan op effecten van rivier(water) op de trofiegraad, (oever)vegetatie en macrofauna in uiterwaardplassen (o.a. referenties van den Brink et al. (diverse), Klink en de la Haye (2000)). Deze geven een eerste beeld van relevante ontwikkelingen, maar omvatten vaak meerdere type plassen. Er is in algemene zin weinig specifiek onderzoek gedaan naar de ecologische waarden in diepe uiterwaardplassen in het Nederlandse rivierengebied versus ondiepe plassen en wat de invloed is van de mate van aantakking of overstroming op ecologisch relevante processen in deze diepe plassen.

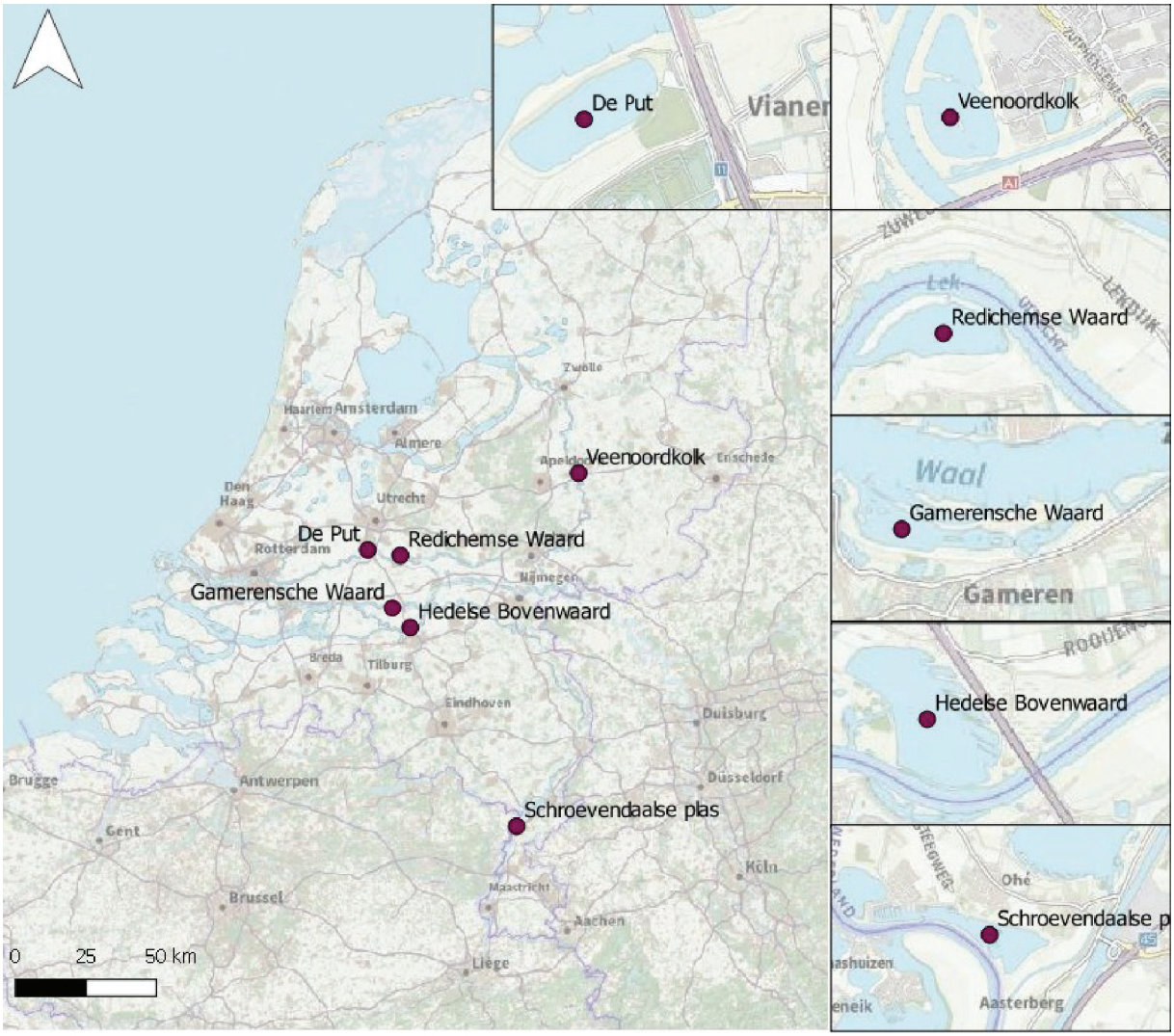
Het uitgevoerde veldonderzoek geeft meer inzichten in diverse ecologische variabelen in dergelijke diepe uiterwaardplassen. In hoofdstuk 7 worden deze resultaten besproken.

Deel 2: Veldonderzoek

5. Materiaal en methoden veldonderzoek

In 24 buitendijkse plassen werden quickscans uitgevoerd in de zomer van 2019 (Bijlage C). Deze quickscans werden uitgevoerd om een globaal beeld van de diversiteit van de uiterwaardplassen en een eerste beeld van de ecologische kwaliteit van de wateren te krijgen. Onder andere op basis van deze resultaten werden vijf plassen gekozen die meer uitgebreid werden onderzocht. De belangrijkste criteria die meegenomen werden in de keuze voor de plassen waren: aangetakte en niet-aangetakte plassen, verondiepte en niet-verondiepte diepe plassen en plassen gelegen aan de Maas en rijntakken. Daarnaast werden ook meegenomen: bereikbaarheid voor uitvoering van bemonsteringen, verschillende dieptes van de plassen, beschikbaarheid van ecologische data of water-kwaliteitsgegevens en vergelijkbaarheid in kenmerken als oppervlakte, waterkwaliteit en morfologie.

De volgende plassen werden uiteindelijk, in samenspraak met de begeleidingscommissie, geselecteerd voor nader onderzoek: Veenoordkolk, Gamerensche Waard, De Put Middelwaard, Hedelse Bovenwaard en Schroevendaalse Plas (Figuur 11 en Tabel 3). In een parallel project werd op identieke wijze de plas in de Redichemse Waard onderzocht. De resultaten van dit onderzoek zijn ook in dit rapport meegenomen.



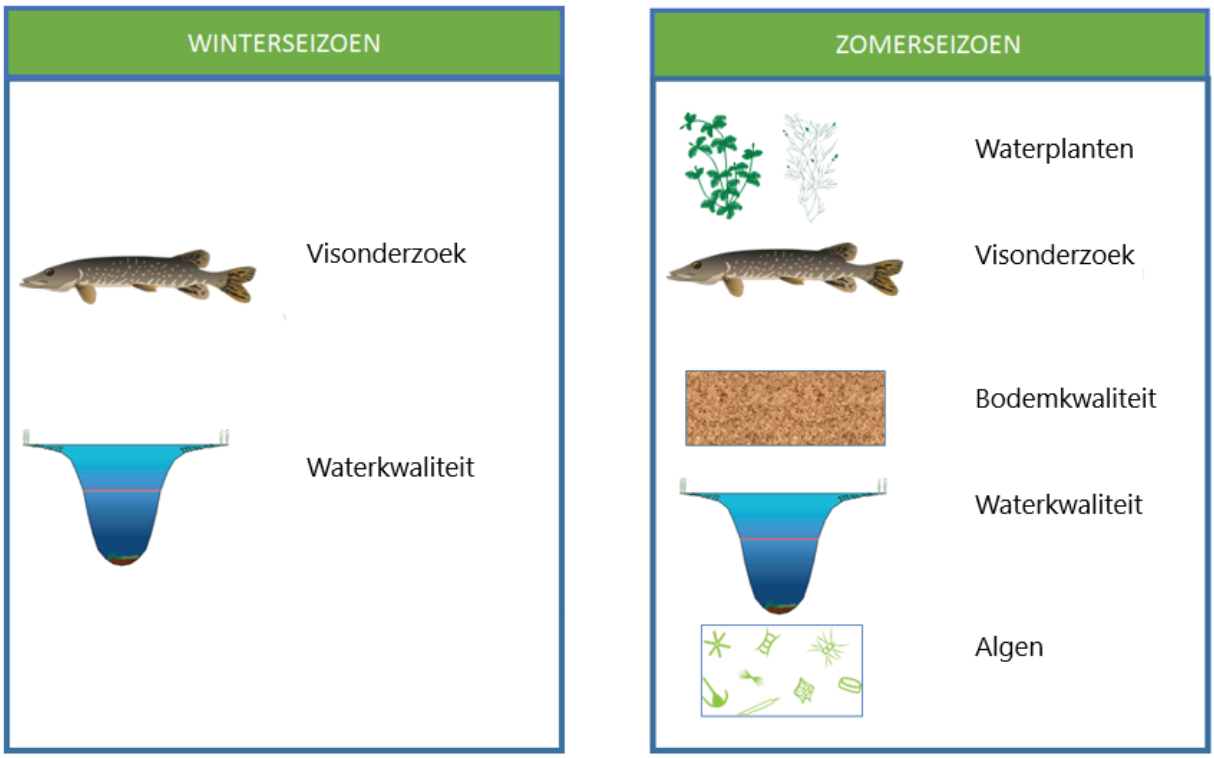
Figuur 11. *Overzicht van de geselecteerde onderzochte plassen.*
Figure 11. *Overview of the selected lakes studied.*

In de zomer van 2020 en de winter 2020/2021 werden verschillende veldonderzoeken uitgevoerd (Figuur 12). In veldonderzoeken werden de volgende aspecten betrokken: morfologie, stratificatie, biogeochemie, primaire producenten (algen en waterplanten) en visgemeenschappen. In dit hoofdstuk worden de gehanteerde methoden nader toegelicht.

In hoofdstuk 6 worden de resultaten/trends besproken van de plassen/gebieden tezamen en in Bijlage D tot en met Bijlage I worden de resultaten per plas samengevat.

Tabel 3. *Enkele kenmerken per onderzochte plas.*
Table 3. *Several characteristics for each studied lake.*

Naam plas	Riviertraject	Aangetakt (ja/nee)	Verondiept (ja/nee)
Veenoordkolk	Zuidelijke IJssel	Ja	Ja
De Put Middelwaard	Getijdenlek	Nee	Nee
Redichemse Waard	Lek (gestuwd)	Ja	Nee
Gamerensche Waard	Waal	Ja*	Ja
Hedelse Bovenwaard	Getijdenmaas	Ja	Nee
Schroevendaalse plas	Grensmaas	Ja	Nee



Figuur 12. *Schematische weergaven van de onderzochte onderdelen in het zomer- en winterseizoen.*
Figure 12. *Schematic representation of the components studied in the summer and winter season.*

5.1 Morfologie, stratificatie en primaire producenten

In de zomer van 2020 werd voor elk van de zes plassen met behulp van een Hummingbird Helix 5 Chirp Sonar, een vlakdekkende dieptekaart en een relatieve bodemhardheidskaart gemaakt. Deze kaarten zijn gemaakt met behulp van het programma Reefmaster. De kaarten vormden de leidraad voor de bepaling van de bemonsteringstrategie voor waterkwaliteit en biogeochemie. Deze

locatiekeuze was semi-willekeurig, opdat locaties werden gekozen die varieerden in diepte, bodemhardheid, aanwezigheid waterplanten en spreiding over de plas. Op elk van de zes plassen werden vervolgens in de zomer met behulp van een Hydrolab DS5 multiparameter sonde op minimaal vijf en maximaal zeven locaties (dezelfde locaties als voor biogeochemie) diepteprofielen gemaakt van pH, opgelost zuurstof, lichtintensiteit en temperatuur (zie de locaties per plas in Bijlage D tot en met Bijlage I). Op basis van deze profielen kan de spronglaag berekend worden. Daarnaast werd op deze locaties ook de helderheid van de waterkolom gemeten met behulp van een Secchi-schijf. Met behulp van een BBE Moldaenke Algaetorch is de hoeveelheid totaal chlorofyl-A (Chl-A), Cyano Chl-A en de turbiditeit van het epilimnion en het hypolimnion bepaald. De Chl-A-gehaltes zijn gekalibreerd aan de hand van watermonsters die met behulp van een Rüttner watersampler werden genomen. Hiertoe werd 120-180 ml van het watermonster gefiltreerd over een Whatmann GF/F filter, waarna het Chl op de filter geëxtraheerd werd met behulp van ethanol en gemeten op een high-performance liquid chromatography (column Agilent Hypersil ODS 25 cm, 5 mm, 4.6 × 250 mm at 40 °C; carrier methanol/acetone 70/30% (v/v), flow of 1.1 ml/min). Met behulp van een werphark (hark met duimgaas, uitgeworpen conform Handboek Hydrobiologie (STOWA, 2010) is op elk van de minimaal vijf locaties (zelfde als biogeochemie en waterkwaliteit) ook het voorkomen van waterplanten bepaald, zodat het voorkomen van waterplanten gerelateerd kon worden aan zowel biogeochemische als waterkwaliteitscondities. De met de werphark bemonsterde waterplanten werden ter plekke gedetermineerd.

5.2 Biogeochemie

De zes plassen werden bemonsterd in juli/augustus 2020 (zomer) én in januari/februari 2021 (winter) voor biogeochemische variabelen. De monsterlocaties werden gekozen op basis van de sonargegevens (morfologie, bodemhardheid, mogelijke aanwezigheid waterplanten).) (zie ook vorige paragraaf). Per plas werd vanuit een boot de waterbodem op minimaal vijf en maximaal zeven locaties en het oppervlaktewater op minimaal twee en maximaal vier locaties bemonsterd. Met behulp van een Rüttner watersampler werd in de diepe plassen telkens een monster van het epilimnion (circa 50 cm diepte) en van het hypolimnion (op circa 50 cm boven de bodem) genomen. In de verondiepte plassen werd tevens op circa 50 cm diepte een monster genomen en op circa 50 cm boven de bodem. In de Schroevendaalse plas werd ook een watermonster genomen op ca. 50 cm diepte in het ondiepe westelijke gedeelte van de plas. Met Hach-HQD IntelliCAL probes werden pH, zuurstofconcentratie en temperatuur gemeten op enkele dieptes, om het hypolimnion te verifiëren ten tijden van de biogeochemische bemonstering. Daarnaast werd een monster in de aantakking bij het instroompunt genomen en voor de niet aangetakte plas de Put Middelwaard ook een monster in de oeverzone. Ook werd het doorzicht bepaald met behulp van een Secchi-schijf. Oppervlaktewatermonsters werden luchtdicht afgesloten in HDPE potten.

Voor de bodemmonstername werd gebruik gemaakt van een Uwitec corer of Van Veen happer. Per locatie werd de toplaag en indien mogelijk en van toepassing werd zowel de sliblaag als de onderliggende vaste bodemlaag bemonsterd, wat resulteert in een verschillend aantal bodemmonsters per plas. Hierbij werd in het veld het type bodem genoteerd. Bodemvocht/poriewater werd vervolgens anaeroob verzameld met rhizon bodemvochtbemonsteraars (Eijkelkamp Agrisearch Equipment) waaraan een vacuüm getrokken 60 ml injectiespuit werd verbonden.

In het laboratorium werden de waterbodems geanalyseerd. Hierbij werden het drooggewicht en het gloeiverlies als maat voor het organische stofgehalte bepaald. Verder werden de totaal-gehalten van verschillende elementen bepaald middels een destructie (ontsluiting met salpeterzuur en peroxide). De porie- en oppervlaktewatermonsters werden geanalyseerd op o.a. nutriënten en elementen. In Bijlage B zijn de analysemethoden verder gespecificeerd.

Bij elk veldbezoek werd een grove telling gedaan van de aanwezige (water)vogels en werden opvallende zaken zoals aanwezigheid van mosselen genoteerd.

5.3 Vissen

5.3.1 Visstand

In de zomer 2020 werd een gericht visstandonderzoek in de ondiepe oeverzone van de zes plassen uitgevoerd. Doel van de bemonstering was om een beeld te verkrijgen van de juveniele visgemeenschap in de ondiepe oeverzone van de plassen. Dit geeft inzicht in de visproductie van de plas en welke soorten de plas gebruiken als voortplantings- en/of opgroeigebied. Omdat de visbemonsteringen gericht waren op het vangen van juveniele vissen, is een zegennet (25 x 2 m, maaswijdte zak 5 mm) ingezet. Per plas werden drie lijnvormige zegentrajecten bemonsterd in de ondiepe glooiende oeverzones van de plassen (Figuur 13). De bemonsteringen zijn gestandaardiseerd uitgevoerd waarbij de vangstinspanning (bemonsterd oppervlak, gemiddelde diepte, lengte en breedte van de zegentrek) steeds is geregistreerd. De gevangen vissen werden op soort gedetermineerd en tot op cm lengte gemeten. Bij hoge aantallen (>50 exemplaren per soort) werd subsampling toegepast (50 dieren worden gemeten, de overige aantallen werden geteld en de lengte verdeling werd op basis van de 50 gemeten vissen geëxtrapoleerd naar het totale aantal vissen van de betreffende soort). Op basis van de drie zegentrajecten werd per plas de dichtheid van de totale juveniele visgemeenschap bepaald en van afzonderlijke soorten. Ter referentie werd bij elke plas ook een zegenbemonstering in de ondiepe rivieroever aangrenzend aan de plas uitgevoerd. Hierbij werden eveneens drie zegentrekken verzameld. De zegenbemonsteringen zijn uitgevoerd in juli 2020.

5.3.2 Bemonstering visgemeenschap met eDNA

Om een beeld te verkrijgen van de totale visgemeenschap per plas in de zomer en winter werden twee eDNA bemonsteringsrondes uitgevoerd. Hierbij werd gebruik gemaakt van eDNA-metabarcoding. Vissen laten via excretie, slijm, eitjes, schubben etc., minieme DNA-sporen achter in hun omgeving (eDNA staat voor *environmental* DNA). Op basis van moderne PCR- en sequentie-technieken kunnen deze extreem lage DNA-concentraties uit watermonsters geïsoleerd worden. Door de vis eDNA-sporen uit een watermonster te vergelijken met een referentie DNA-database van alle Nederlandse vissoorten, kan een representatief beeld verkregen worden welke vissoorten in het bemonsterde water aanwezig zijn.

Voordeel van de eDNA methode is dat soorten die met traditionele vismethodes moeilijk te vangen zijn, vrij eenvoudig op basis van eDNA gedetecteerd worden (bijv. soorten die in extreem lage dichtheden voorkomen of soorten die zich in holtes verschuilen). Nadeel van de methode is de extreme gevoeligheid voor DNA-vervuiling; indien het bemonsterde water vervuild wordt met eDNA van elders (bijv. door overstroming of door passerende mensen en dieren) wordt eDNA van soorten in het monster aangetoond die niet daadwerkelijk in bemonsterde water aanwezig zijn geweest.

Elke plas werd tweemaal op basis van eDNA-detectie bemonsterd; eenmaal in juli 2020 (representatief voor de visgemeenschap in de plas in de zomer) en eenmaal in februari 2021 (representatief voor de visgemeenschap in de plas in de winter). Ter referentie werd per plas ook een eDNA monster uit de aangrenzende rivier verzameld. Bij het verzamelen van eDNA watermonsters wordt via een vast protocol gewerkt waarbij de kans op DNA-vervuiling door de veldwerker geminimaliseerd is. Voor een eDNA monster werd 20 – 50 L water via een Vampire-pomp over een steriel en afgesloten DNA filter gepompt. Het filter is ter plaatse in het veld gefixeerd, de eDNA-analyse is vervolgens door het laboratorium van SPYGENE uitgevoerd.

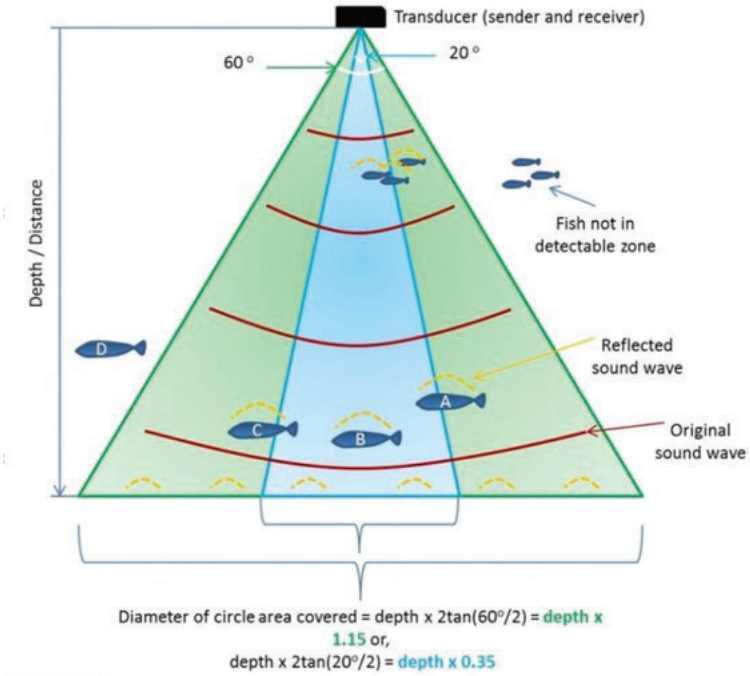
Per plas (of aangrenzende rivier) werd een soortenspectrum opgesteld op basis van aanwezigheid van eDNA. Voor de plassen is onderscheid gemaakt tussen soorten die jaarrond in de plas aanwezig zijn (zowel in de zomer als winter aanwezig) en soorten die alleen in de winter of zomer zijn aangetroffen. Daarnaast werd per plas ingeschat welke soorten een extreem laag eDNA signaal hadden. Deze soorten zijn mogelijk niet in de plas aanwezig geweest, het eDNA komt mogelijk uit de rivier.



Figuur 13. *Inzet van zegennet en eDNA bemonstering in de plassen en aangrenzende rivieroevers.*
Figure 13. *Deployment of seine net and eDNA sampling in the lakes and adjacent riverbanks.*

5.3.3 Vistellingen met behulp van sonar

Om te bepalen of diepe plassen een temperatuurrefugium vormen in de winter (diepere, warmere waterlagen) en zomer (diepere, koelere waterlagen) werden aan de hand van Hummingbird Helix 5 Chirp Sonarbeelden vistellingen gemaakt. Deze sonarbeelden werden voor iedere plas in de zomer en in de winter gemaakt. De beelden werden niet vlakdekkend geanalyseerd. Er werden een paar tracks gekozen waarbij zowel de locatie van de tracks in de zomer en winter situatie zo veel mogelijk overeenkomen in lengte en locatie. Bij het kiezen van de tracks werd getracht de meest sonarbeelden met het meeste contrast te gebruiken. Ook hebben we de tracks zo geselecteerd dat die zowel tracks in de lengte van de plas als in de breedte van de plas bevatten, waarbij het diepe deel van de plas zo goed mogelijk meegenomen wordt. Op de sonarbeelden zijn zowel individuele vissen als scholen van vissen te herkennen. Aangezien het niet te bepalen is uit hoeveel individuen een school bestaat, hebben we ons in de analyses gericht op het bepalen van visindividuen. Over de geselecteerde sonarbeelden is een raster met intervallen van 1 m geplaatst om een inschatting te maken van 1) de waterdiepte ter hoogte van de vis; 2) de afstand tussen de vis en het wateroppervlak; 3) de afstand tussen de vis en de bodem. Aangezien de transducer van een sonar signalen onder een bepaalde hoek zendt (Figuur 14), neemt het meetoppervlak en dus ook de trefkans op vissen toe met toenemende diepte. Hiervoor is gecorrigeerd.



Figuur 14. *Het meetoppervlak van een sonar neemt toe met toenemende waterdiepte (Bron: https://www.fishfinders.info/how-to-read-a-fish-finder-screen).*
Figure 14. *The pinging area covered with a sonar increases with water depth (Source: https://www.fishfinders.info/how-to-read-a-fish-finder-screen).*

5.4 Vogels

Voor de analyse van de vogels is een selectie gemaakt van 32 telgebieden (Tabel 4) uit het Meetnet Watervogels die voor een groot deel bestaan uit uiterwaardplassen. Telgebieden met grote uiterwaarden en telgebieden met meer dan één wateroppervlakte vielen hierdoor af, waardoor het mogelijk is directe verbanden te leggen tussen het voorkomen van watervogels en de diepte van de plassen. Enkele plassen bestonden uit meerdere telgebieden. Er waren telgegevens van 1975 tot 2017 van de gebieden beschikbaar, welke werden geanalyseerd in relatie tot de bekende maximale diepte van de plassen.

Tabel 4. *Selectie van plassen in het Rivierengebied en de overlappende telgebieden uit het Meetnet Watervogels. *geeft aan dat een plas aangetakt is.*
Table 4. *Selection of lakes in the Dutch river area and the overlapping counting areas of the Meetnet Watervogels (waterfowl monitoring network). *indicates a connected lake.*

Naam locatie	WAVO-telgebied	oppervlakte (m^2)	max. diepte (m)	geschatte inhoud (m^3)
Hoenwaard	gl4110+rg2370	10982	3	28552
De Bijland*	rg1122+1123+1124	372873	5	1193192
Lobberdensche Waard	rg1125	10792	4	35613
Huissensche Waarden	rg1152	242525	29	3306346
Millingerwaard*	rg1171	37220	2	59552
Bemmelsche waarden	rg1180	235361	8	494257
Bolwerksweiden	rg2116	231350	11	1177427

Rhederlaag	rg2122	3429700	30	39811716
Havikerwaard	rg2133+2134	27490	8	57728
Rammelwaard	rg2212	197475	16	3183297
Wijher buitenwaarden	rg2361	11972	5	48488
Herxer uiterwaarden	rg2362	10284	2	20567
De Waarden, zuidelijke plas	rg2381	136050	13	712863
De Waarden, noordelijke plas*	rg2382	109275	12	750096
Harculosche buitenwaarden*	rg2383	18247	3	54742
Rhenensche buitenwaarden	rg3133	351829	7	703658
Heteren*	rg3141	201700	29	2714458
Rhenen	rg3211	89470	3	196833
Tollewaard*	rg3221	50996	3	96893
Middelwaard*	rg3221	12351	9	65462
Ingensche waarden*	rg3222	430800	15	3909005
Bosscherwaard, zuidelijke plas	rg4112	37975	3	75690
Bosscherwaard, noordelijke plas	rg4112	55125	2	108021
Redichemse Waard*	rg4125	321225	33	4329803
Graafse Waard*	rg4212	57905	4	191086
Moespotsche waard	rg5121	559270	8	3299692
Hiensche uiterwaarden*	rg5130	142301	3	384212
Drutensche waarden oost	rg5160	57880	18	688775
Dreumelsche waard	rg5220	24929	7	167027
De Kop	rg5240	76308	4	244185
Heesseltsche uiterwaard*	rg5251	27374	16	202566
Kerkewaard*	rg5310	260175	27	5096986

5.5 Quickscan

In de quickscan werden monsters verzameld uit buitendijkse uiterwaardplassen langs de IJssel, Maas, Rijn en Waal in de periode van juli tot en met oktober 2019. De werkzaamheden werden uitgevoerd met medewerking van stagiaires. De plassen waren diep of verondiept, en aangetakt (eenzijdig en/of tweezijdig) dan wel geïsoleerd (Tabel 7 in Bijlage C). In de quickscan is globaal en eenmalig gemeten.

Methode (bewerkt van Van Beurden, 2020)
Bij aankomst bij de plassen werden omgevingskenmerken genoteerd, waaronder eventuele aanwezigheid van (type) landbouw, aanwezigheid van vogels, activiteiten op de plas, recreatie etc. Bij de plas werden op maximaal twee locaties metingen verricht. Eén locatie aan de kant van de plas (oevermeting) en één locatie richting het midden van de plas (op zo mogelijk het diepst te vinden punt). Indien het water per boot niet bereikbaar was, werden de metingen vanaf de oever uitgevoerd.

Per locatie werden diverse *in situ* metingen verricht en bodem- en watermonsters verzameld. Met een Rüttner watersampler werden op de middenlocatie watermonsters verzameld uit het epilimnion, metalimnion en hypolimnion (indien de plas gestratificeerd was) en luchtdicht in HDPE potten verzameld. Er werd ook een watermonster genomen van het ondiepe deel van de plas (oeverzone). De watermonsters werden geanalyseerd op nutriënten en verschillende andere elementen (Bijlage B). Chlorofyl-a werd gemeten met een Phyto-PAM Phytoplankton analyzer.

Met behulp van een Van Veen bodemsampler werden van de toplaag van de bodem, bodemmonsters verzameld op de middenlocatie (diep punt van de plas) en op de oeverlocatie (ondiep punt van de plas). De bodemmonsters werden geanalyseerd op verschillende totaal-elementen door middel van een destructie-analyse. Ook poriewater werd bemonsterd en op verschillende elementen geanalyseerd (Bijlage B). Vanuit de oever werd de aanwezigheid van waterplanten onderzocht (met een werphark). Met behulp van HydroLab multiparameter sonde of HQD Intellical-sensoren werden de pH-, EGV- en zuurstof-profielen gemeten op een diep punt van de plas. Het doorzicht van de plas werd bepaald met behulp van een Secchi schijf.

5.6 Statistiek

De samengevoegde dataset van de quickscan leverde een bruikbare dataset van 18-23 plassen om verbanden tussen diepte, aanwezigheid van een spronglaag, opgelost zuurstof, conductiviteit en pH, water(bodem)kwaliteit en plaskarakteristieken statisch te toetsen. Indien de data normaal verdeeld was (Shapiro-Wilk test) en variantie homogeen verdeeld was werd hiervoor een Analysis of Variance gebruikt. Wanneer de data echter niet normaal verdeeld en/of de varianties niet homogeen verdeeld, werd hiervoor een Kruskal-Wallis ANOVA op basis van ranks uitgevoerd. Al de analyses zijn uitgevoerd in Sigmaplot (versie 12.0 of 14.0).

De vogelgegevens werden geanalyseerd als het percentage individuen per diepte. Er werd een Canonical Correspondence Analysis uitgevoerd om de invloed van drie mogelijk gecorreleerde omgevingsfactoren (diepte, oppervlakte en inhoud) op vogelsamenstelling te analyseren. Deze analyse werd uitgevoerd in R package ‘vegan’, waarbij sites (plassen) als co-variaten zijn meegenomen en het gemiddelde aantal per soort per plas als aantalsvariabele.

6. Resultaten en discussie veldonderzoek

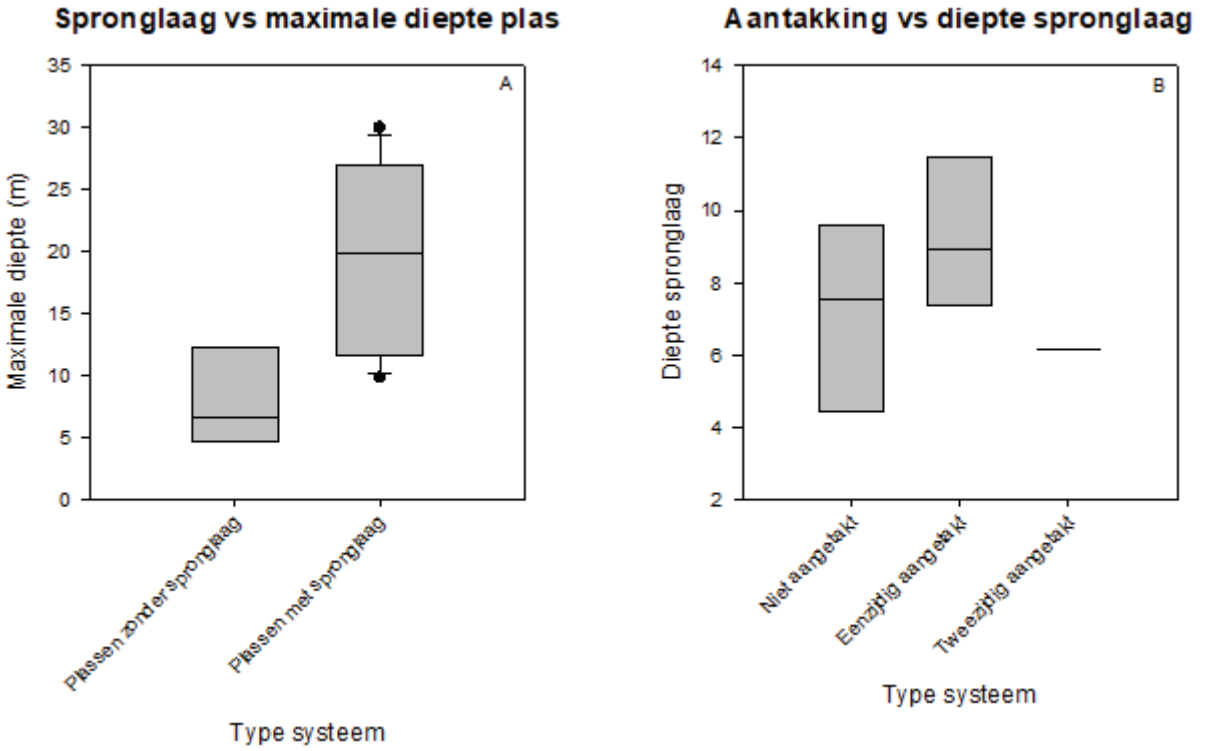
6.1 Morfologie

De vlakdekkende dieptekaarten (zie Bijlage D tot en met Bijlage I) laten zien dat diepe plassen in het uiterwaardengebied, vergeleken met binnendijkse diepe plassen een relatief grote littorale zone hebben. De buitendijkse diepe plassen hadden een gemiddelde oppervlakte van circa 37,9 ha ± 21,3 (n=4), terwijl de binnendijkse plassen een gemiddeld oppervlak hebben van 17,9 ha ± 16,5 (promotieonderzoek Laura Seelen, n=51).

Door de grote strijklengte kunnen de plassen dan ook gevoelig zijn voor windgedreven resuspensie van zwevend materiaal. In de diepere delen van de plassen lijkt een proces op te treden wat 'sediment funneling' wordt genoemd: Het ophopen van slib (zie ook paragraaf 2.2). Dit proces is duidelijk te zien in de relatieve bodemhardheidskaarten van de put Middelwaard en de Hedelse bovenwaard (Bijlage E en Bijlage H). Tijdens de bemonstering van de waterbodem (zie paragraaf 5.2) werden op de diepere monsterlocaties ook inderdaad slibbige bodems aangetroffen.

6.2 Stratificatie

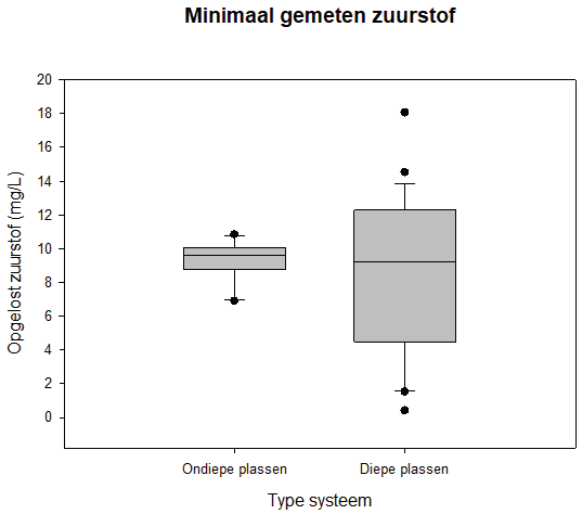
Uit de meetgegevens van de quickscan en van de zomerbemonstering blijkt dat de verondiepte plassen geen spronglaag hadden tijdens het veldbezoek. De diepe uiterwaardplassen hadden – op de plas van Bruil bij Arnhem na (max. diepte 8 m) allen een spronglaag. De gemiddelde maximale diepte van plassen met een spronglaag was significant groter (Oneway ANOVA, $P < 0.05$) dan de gemiddelde diepte van plassen zonder spronglaag (Figuur 15A). Er is geen significant verband tussen de mate van aantakking en de diepte van de spronglaag (Oneway ANOVA, $P > 0.05$) (Figuur 15B). Vergeleken met diepe binnendijkse plassen leek de spronglaag van diepe buitendijkse plassen in veel gevallen dieper te liggen (gemiddeld 4-6m diep in binnendijkse plassen versus gemiddeld 6-10 in buitendijkse plassen).



Figuur 15. A: *Relatie tussen de aanwezigheid van een spronglaag, en de maximale diepte van een plas. n=6 voor plassen zonder spronglaag, n=12 voor plassen met spronglaag. B: relatie tussen mate van aantakking en de diepte van de spronglaag. n=3 voor niet directe aantakking, n=8 for eenzijdige aantakking, n=1 voor tweezijdige aantakking. In de boxplots geeft de bovenste lijn het 75e percentiel weer. De onderstaande lijn geeft 25e percentiel weer. De middelste lijn geeft de mediaan weer. De data is gebaseerd op zowel de quickscandata als de tijdens het uitgebreide veldonderzoek verzamelde data.*

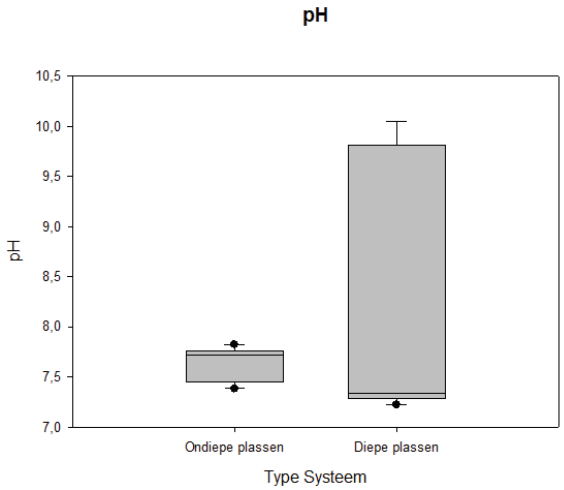
Figure 15. *Presence/absence of a thermocline vs. maximum depth of the waterbody. n=6 for water bodies without thermocline, n=12 for waterbodies with thermocline. B: Degree of hydrological connectivity and thermocline depth. n=3 for limited connectivity, n=8, for one-sided connectivity, n=1 for two-sided connectivity. Figures are based on data collected during the quickscan and the extensive field study. The boundary of the box closest to zero indicates the 25th percentile, a line within the box marks the median, and the boundary of the box farthest from zero indicates the 75th percentile.*

Tijdens de zomermetingen werden op een aantal monsterlocaties lage zuurstofgehaltes (< 5 mg/L) aangetroffen in de dieper gelegen waterdelen van drie diepe plassen, i.e. 2 locaties in de Hedelse Bovenwaard, 3 locaties in de Redichemse waard en 1 locatie in de Put Middelwaard. De minimale zuurstofconcentratie op de monsterlocaties in diepe plassen is echter niet significant verschillend (Kruskal-Wallist test, P >0.05) van de minimale zuurstofconcentraties op de monsterlocaties in ondiepe plassen (Figuur 16).



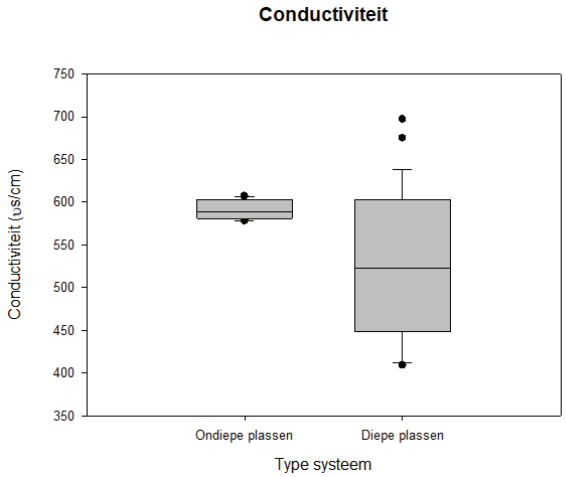
Figuur 16. *Minimaal gemeten zuurstofconcentratie in monsterlocaties in ondiepe (n=10) versus diepe systemen (n=23). In de boxplots geeft de bovenste lijn het75th percentiel weer. De onderstaande lijn geeft 25th percentiel weer. De middelste lijn geeft mediaan weer. De data is gebaseerd op zowel de quickscandata als de tijdens het uitgebreide veldonderzoek verzamelde data.*
Figure 16. *Minimum observed dissolved oxygen levels at sampling locations in shallow (n=10) versus deep water bodies (n=23). Figures are based on data collected during the quickscan and the extensive field study. The boundary of the box closest to zero indicates the 25th percentile, a line within the box marks the median, and the boundary of the box farthest from zero indicates the 75th percentile.*

De maximaal gemeten pH in de zomer laat meer spreiding zien in monsterlocaties in diepe plassen dan in ondiepe plassen. De verschillen tussen diepe en ondiepe plassen in pH zijn niet significant (Kruskal-Wallist test, P >0.05) (Figuur 17).



Figuur 17. *Maximaal gemeten pH in monsterlocaties in ondiepe (n=10) vs. diepe systemen (n=23). In de boxplots geeft de bovenste lijn het 75e percentiel weer. De onderstaande lijn geeft het 25e percentiel weer. De middelste lijn geeft de mediaan weer. De data is gebaseerd op zowel de quickscandata als de tijdens het uitgebreide veldonderzoek verzamelde data.*
Figure 17. *Maximum observed pH levels at sampling locations in shallow (n=10) vs deep water bodies (n=23). Figures are based on data collected during the quickscan and the extensive field study. The boundary of the box closest to zero indicates the 25th percentile, a line within the box marks the median, and the boundary of the box farthest from zero indicates the 75th percentile.*

De maximaal gemeten conductiviteit is significant hoger (Kruskall-Wallis, P < 0.05) in ondiepe plassen dan in diepe plassen (Figuur 18). Dit kan verband houden met een hogere ionnenconcentratie van de ondiepe systemen, maar ook met stratificatie.



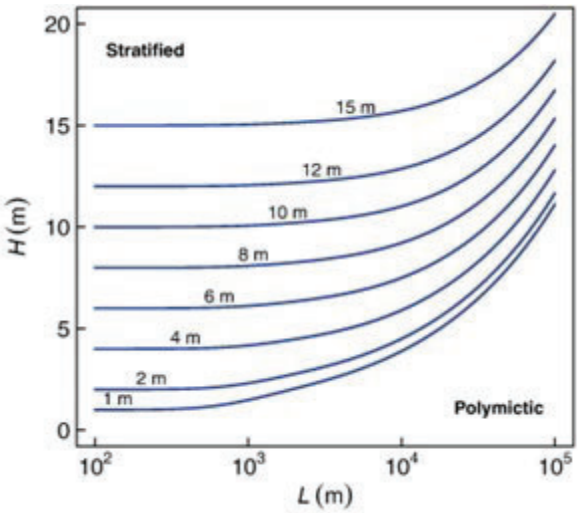
Figuur 18. *Maximaal gemeten conductiviteit in monsterlocaties in ondiepe (n=10) versus diepe systemen (n=23). In de boxplots geeft de bovenste lijn het 75e percentiel weer. De onderstaande lijn geeft het 25e percentiel weer. De middelste lijn geeft de mediaan weer. De data is gebaseerd op zowel de quickscandata als de tijdens het uitgebreide veldonderzoek verzamelde data.*
Figure 18. *Maximum observed conductivity levels at sampling locaties in shallow (n=10) vs deep water bodies (n=23). Figures are based on data collected during the quickscan and the extensive field study. The boundary of the box closest to zero indicates the 25th percentile, a line within the box marks the median, and the boundary of the box farthest from zero indicates the 75th percentile.*

In diepe plassen kunnen onder de spronglaag waarden gemeten worden die vergelijkbaar zijn met de wintersituatie, doordat het water als het ware wordt vastgehouden in het hypolimnion. In de winter kan de conductiviteit in plassen lager zijn onder invloed van rivierwater dat is verdund met regenwater. Dit lijkt het geval te zijn in de Hedelse Bovenwaard.

Achtergrond: proces van stratificatie van uiterwaardplassen
Om de mate van stratificatie in een plas te voorspellen moet naar de energiebalans van het water worden gekeken. Als de watertemperatuur homogeen over diepte verloopt is de viscositeit (stroperigheid) van het water de enige weerstand tegen doormenging. Onder invloed van de atmosfeer warmt water 's zomers echter op en wordt daardoor lichter, waardoor er meer energie nodig is om dat lichtere water weer naar de diepte te mengen. Naast viscositeit moet ook de opgebouwde potentiële energie teniet worden gedaan. Die energie komt in geïsoleerde plassen via het wateroppervlak binnen, waar wind het water in beweging brengt en golven opwekt. In studies die de invloed van wind op verticale menging beschrijven komt steeds meer aandacht voor de invloed van variabiliteit van door de wind geïnduceerde menging en energiedissipatie (Wüest et al.,2000) en de rol van interne golven daarbij (Hodges et al., 2000).

Geïsoleerde plassen stratificeren in de zomer als ze dieper zijn dan een kritische diepte. Deze kritische diepte hangt af van de grootte van de plas: hoe groter de plas hoe dieper die moet zijn om te stratificeren. In grote plassen levert de wind via een grotere strijklengte meer menging in de diepte. Ook Secchi diepte (SD) speelt een rol want helderheid bepaalt tot welke diepte opwarming via de zon plaatsvindt. Troebelheid van het water versterkt dus het stratificatieproces. Een ondiepe plas stratificeert alleen als de plas klein en of erg beschut is.

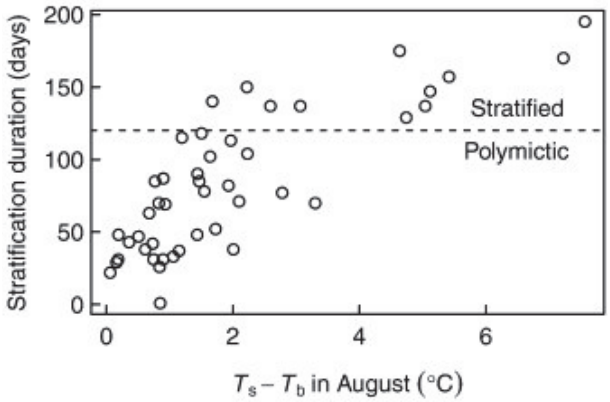
Onderstaande figuur a illustreert hoe de overgang tussen gestratificeerd en gemengd verloopt als functie van de grootte en diepte bij verschillende Secchi dieptes (labels van de curves). Uit de figuur blijkt dat diepte de belangrijkste sturende variabele voor stratificatie is.



Figuur a. *Overgang tussen gestratificeerde en gemengde plassen als functie van grootte en diepte bij verschillende Secchi dieptes (uit Kirillin en Shatwell, 2016).*
Figure a. *Transition between stratified and mixed lakes as a function of size and depth at different Secchi depths (from Kirillin and Shatwell, 2016).*

Achtergrond: proces van stratificatie van uiterwaardplassen (vervolg)

Onderstaande figuur b laat zien dat stratificatie stabieler is en langer duurt (verticale as) als het temperatuurverschil over de spronglaag groter is.



Figuur b. *Stratificatieduur in relatie tot het temperatuursverschil tussen epi- en hypolimnion (uit Kirillin en Shatwell, 2016).*

Figure b. *Stratification time in relation to the temperature difference between epi- and hypolimnion (from Kirillin and Shatwell, 2016).*

Er is geen literatuur gevonden over de invloed van een rivier en/of de mate van aantakking op stratificatie in diepe plassen. Mogelijke te verwachten effecten van de aantakking aan een rivier zijn dat:

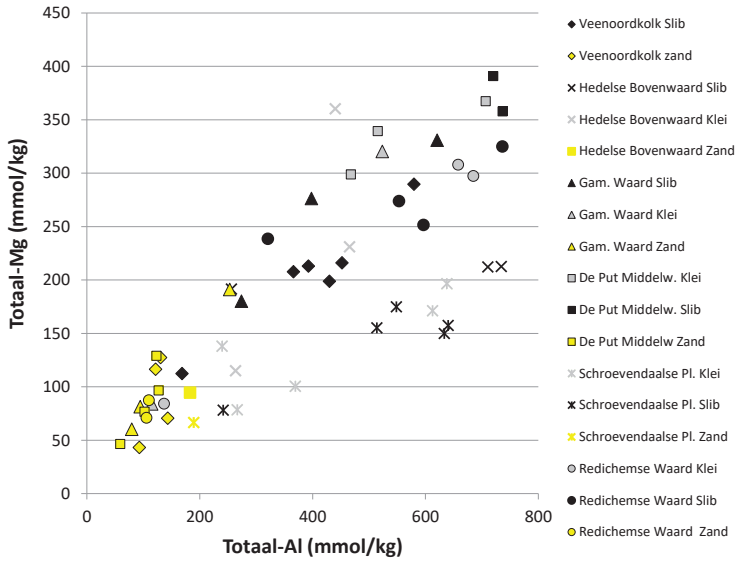
- De aantakking het oppervlakte van de plas vergroot waardoor de strijklengte in bepaalde richting(en) groter wordt, waardoor menging toe kan nemen en de mate van stratificatie afneemt.
- De interne golven minder makkelijk ontstaan omdat de plas aan één zijde open is. Circulatiepatronen als gevolg van variaties in scheefstand door wind treden minder makkelijk op, omdat water vanuit de aantakking aan- of afgevoerd wordt.
- Als gevolg van waterstandverschillen tussen plas en rivier ontstaat stroming de plas in en uit. De hydraulische weerstand van de verbinding met de rivier bepaalt hoeveel water er in en uit zal stromen. Of deze extra energie tot minder stratificatie leidt hangt ook af van de diepte van de aantakking t.o.v. de spronglaag. Meestal zal uitwisseling aan het oppervlak plaatsvinden en is het daarom niet waarschijnlijk dat dit leidt tot "dieper" mengen dan de wind toch al doet.
- De temperatuur van het instromende water beïnvloedt de thermische balans van de plas. Instroom kan ook voor extra menging zorgen als het oppervlakkig instromend water (veel) kouder is dan het epilimnion. Als het instromend water warmer is dan het epilimnion op dat moment kan stratificatie worden versterkt.

Op basis van de velddata zijn er twee diepe aangetakte plassen (Hedelse Bovenwaard en Redichemse Waard) die qua stratificatie vergeleken kunnen worden met een geïsoleerde diepe plas (Put Middelwaard). Interessant is dat de aantakking van de plas in Hedel níet leidt tot een andere stratificatie dan de geïsoleerde plas (beide een spronglaag op 10 m diep en een temperatuursprong van ongeveer 12°C). De aantakking in de Hedelse Bovenwaard is smal, ondiep en fungeerde tijdens het veldwerk als uitstroom, waardoor er ook geen effect van de aantakking verwacht wordt. Een bredere aantakking zoals in de Redichemse Waard leidt, ondanks dat de aantakking op een gestuwde rivier (Lek) is, tot meer menging waardoor de stratificatie minder intens is: de temperatuursprong is met 6°C veel kleiner en de spronglaag ligt dieper (12m) dan in de geïsoleerde plas. De “extra” strijklengte van de plas is hier waarschijnlijk debet aan, hoewel op basis van metingen de bijdrage van menging door in- en uitstroming niet gekwantificeerd kan worden.

6.3 Biogeochemie

6.3.1 Bodem en bodemvocht

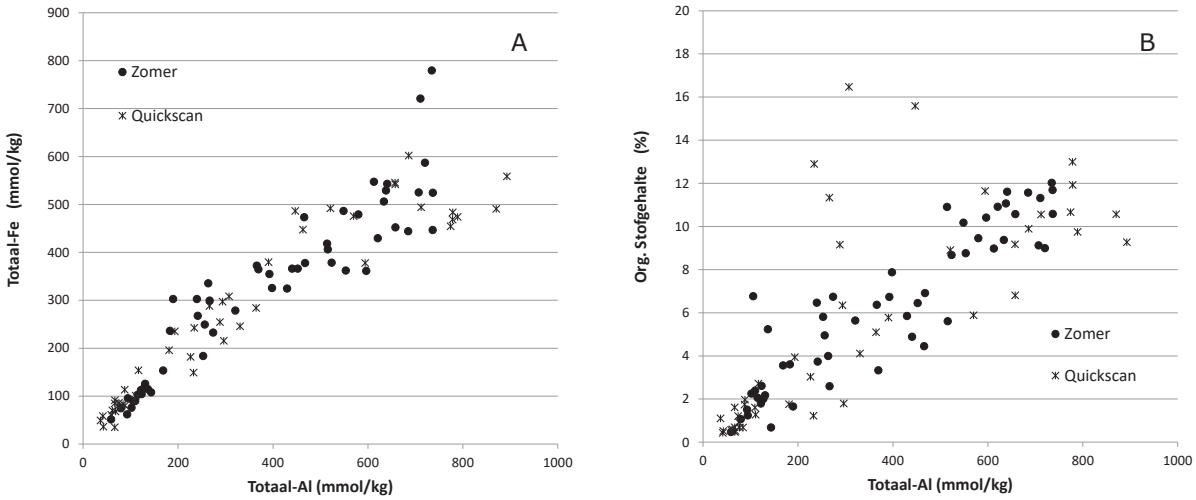
De eigenschappen van de bodems verschilden duidelijk binnen en tussen de plassen. In het algemeen bevatten verweerbare lutumdeeltjes in de bodem meestal aluminium (Totaal-Al) en magnesium (Totaal-Mg) in een vaste verhouding. Dit zien we ook terug in de onderzochte plassen. Het blijkt dat de zandbodems minder verweerbare lutumdeeltje bevatten dan de kleibodems (lagere totaal-Al en totaal-Mg gehalten) (Figuur 19). Verder valt op dat de klei en slibbodems uit de plassen langs de Maas (Schroevendaalse Plas en Hedelse Bovenwaard) meestal worden gekenmerkt door lagere totaal-Mg gehalten t.o.v. de totaal-Al gehalten. Dit wordt veroorzaakt doordat de afzetting van de Maas en van de Rijn een andere geologische oorsprong kennen. Verder zien we dat ranges voor klei en slib binnen dezelfde bandbreedte vallen. Dit indiceert dat de slibdeeltjes in belangrijke mate uit lutumdeeltjes bestaan.



Figuur 19. *Relatie tussen totaal-aluminium en totaal-magnesium (mmol/kg drooggewicht) in de verschillende bodems van de plassen. R^2=0,64. R^2 Rijntakplassen=0,92.*
Figure 19. *Relationship between total-aluminium and total-magnesium (mmol/kg dry weight) in the different sediments of the lakes. R^2=0.64. R^2 Lakes of Rhine branches=0.92.*

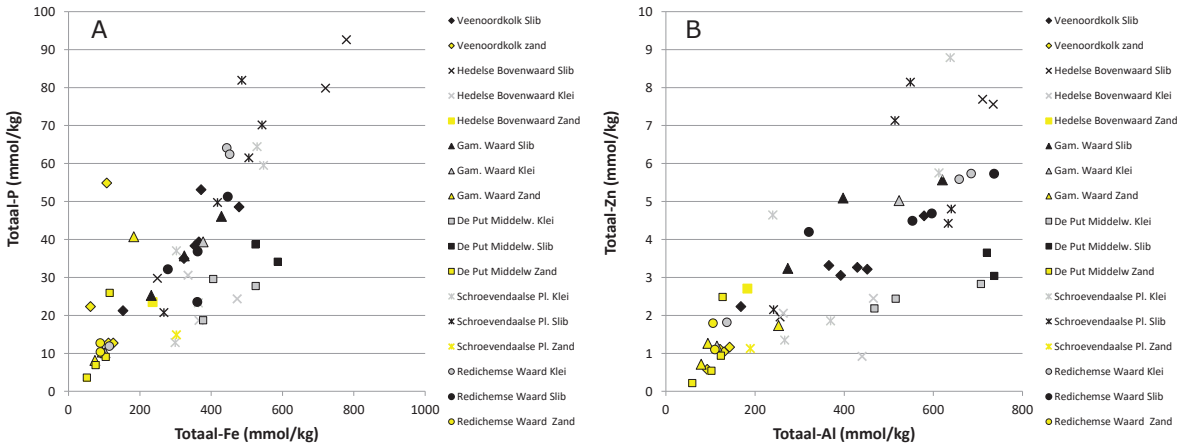
Het ijzergehalte (Totaal-Fe) van de sedimenten is sterk gecorreleerd met het totaal-Al gehalte. Dit geldt zowel voor de bodems die in deze studie werden onderzocht als voor de bodems van diepe plassen die eerder in de quickscan (2019) werden geanalyseerd (Figuur 20A, links). Hetzelfde geldt in iets mindere mate voor het organische stofgehalte (Figuur 20B, rechts). De mate waarin een bodem organisch stof en ijzer bevat is wederom sterk afhankelijk van het gehalte aan verweerbare lutum deeltjes. Kortom hoe grover (zandiger) de bodem des te minder ijzer en organisch stof de bodem bevat.

Het fosforgehalte van een bodem wordt in de praktijk sterk bepaald door het ijzergehalte van de bodem. IJzer is goed in staat om fosfor te binden waardoor ijzerrijkere bodems meestal ook rijker zijn aan fosfor en andersom. Dit zien we ook terug in de onderzochte plassen (
Figuur 21). Fosfor kan ook aanwezig zijn in het organische materiaal dat in de bodem aanwezig is. In dit onderzoek is niet gekeken naar de specifieke vorm waarin fosfor aanwezig is.



Figuur 20. A: *Relatie tussen totaal-aluminium en totaal-ijzer (mmol/kg drooggewicht). R^2=0,88. B: Relatie tussen totaal-aluminium en organische stof (%). R^2=0,67. Zomer = metingen in de selectieplassen zomer 2020, Quickscan = metingen van de quickscan plassen (zomer 2019).*
Figure 20. *A: Relationship between total aluminium and total iron (mmol/kg dry weight). R^2=0.88. B: Relationship between total-aluminium and organic matter (%). R^2=0.67. Summer = measurements in the selected lakes summer 2020, Quickscan = measurements from the quickscan lakes (summer 2019).*

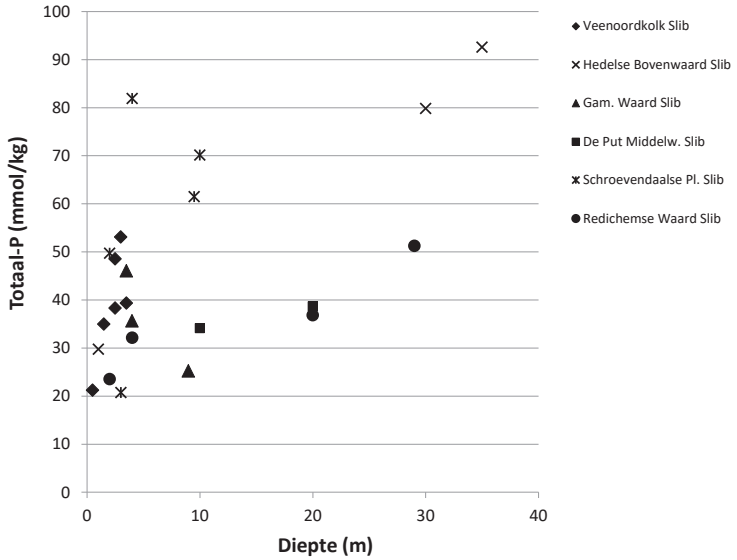
In
Figuur 21 is te zien dat de zandbodems overwegend ook de laagste totaal-P-gehalten hebben en dat de klei- en de slibbodems hierbij dezelfde range laten zien. Opvallend is dat de hoogste totaal-ijzer en totaal-P-gehalten worden gemeten in klei- en slibbodems van de Maasplassen (Schroevendaalse plas en Hedelse Bovenwaard, zie ook Bijlage H en Bijlage I). De slibbodems uit deze plassen zijn vaak rijker aan fosfor maar ook rijker aan zink. Dit kan erop duiden dat er door de Maas slib wordt afgezet dat sterker is verrijkt met fosfor en zink. De klei- en slibbodems uit de Put Middelwaard laten weer relatief lagere fosfor- en zinkgehalten zien. Deze laatste plas verschilt van de overige onderzochte plassen doordat deze niet is aangetakt, waardoor er dus ook geen of veel minder slib uit de rivier (in dit geval de Lek) wordt afgezet. Verder valt op dat twee van de zandbodems uit de Veenoordkolk en een zandbodem uit de Gamerensche Waard relatief hoge P-gehaltes hebben ten opzichte van het gemeten ijzergehalte. Het gaat hierbij om verondiepte plassen die afgedekt zijn met een zandlaag.



Figuur 21. *A: Relatie tussen totaal-ijzer en totaal-fosfor (mmol/kg drooggewicht). R^2=0,61. B: Relatie tussen totaal-aluminium en totaal-zink (mmol/kg drooggewicht) in de verschillende bodems van de plassen. R^2=0,59.*

Figure 21. *A: Relationship between total iron and total phosphorus (mmol/kg dry weight). R^2=0.61. B: Relationship between total-aluminium and total-zinc (mmol/kg dry weight) in the different sediments of the lakes. R^2=0.59.*

Verder blijkt dat in de meeste plassen de sliblagen op locaties met grotere waterdiepte rijker zijn aan totaal-P dan de ondieper gelegen sliblagen (Figuur 22). De meest voedselrijke deeltjes lijken dus te bezinken in de diepere delen van de plas ('nutrient of sediment funnelling', zie ook paragraaf 2.5).

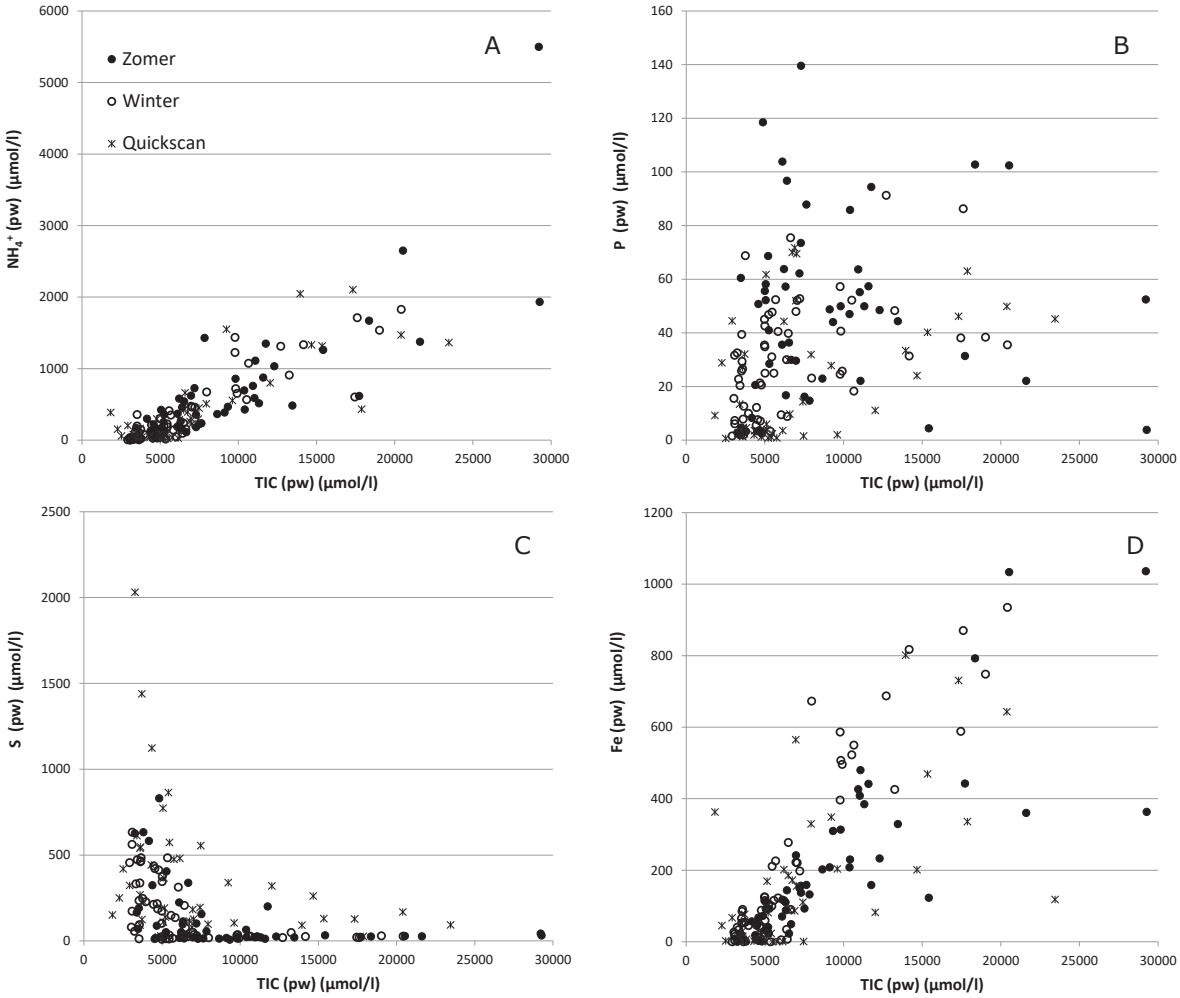


Figuur 22. *Relatie tussen de diepte van de bodem (m onder waterstand) en totaal-fosfor (mmol/kg drooggewicht) in de verschillende bodems van de plassen. R^2=0,31.*

Figure 22. *Relationship between sediment depth (m below water level) and total phosphorus (mmol/kg dry weight) in the different lake sediments. R^2=0.31.*

In het poriewater (pw) uit de waterbodems is te zien dat de totale concentratie aan anorganisch koolstof (TIC = kooldioxide plus bicarbonaat) een sterke correlatie heeft met de ammoniumconcentratie (Figuur 23A, linksboven, R^2=0,69). Dit wordt in het algemeen in de meeste waterbodems aangetroffen en wordt veroorzaakt doordat anorganisch koolstof en ammonium in een vaste verhouding vrijkomen bij de (anaerobe) afbraak van organisch materiaal. Zowel TIC als ammonium accumuleren dan in het poriewater. Bij afwezigheid van zuurstof wordt ammonium niet geoxideerd tot nitraat. Bij de afbraak van organisch materiaal komt ook fosfor vrij. In tegenstelling tot ammonium en TIC kan fosfor echter erg goed binden aan bijvoorbeeld ijzer(hydr)oxides in de bodem. Hierdoor bepalen adsorptie en desorptieprocessen in belangrijk mate de beschikbaarheid van fosfor in het poriewater. Door het optreden van deze algemene processen is de relatie tussen TIC en fosfor in het poriewater dan ook veel minder aanwezig in de onderzochte plassen (Figuur 23B, rechtsboven). Bij de anaerobe afbraak van reactief organisch materiaal in de waterbodem wordt driewaardig ijzer dat aanwezig is in slecht oplosbare ijzer(III)(hydr)oxides gebruikt als alternatieve elektronenacceptor. Hierbij komt het relatief goed oplosbare tweewaardige ijzer (Fe^{2+}) vrij. Dit proces is terug te zien in de sterke correlatie die er bestaat tussen de TIC(pw) en Fe(pw) concentraties in de plassen (R^2=0,66). Bij de reductie van de ijzer(III)hydroxides komt fosfor dat hieraan gebonden was vrij. Het fosfor kan in oplossing blijven of adsorberen aan nog niet gereduceerde ijzer(III)hydroxides of anderszins.

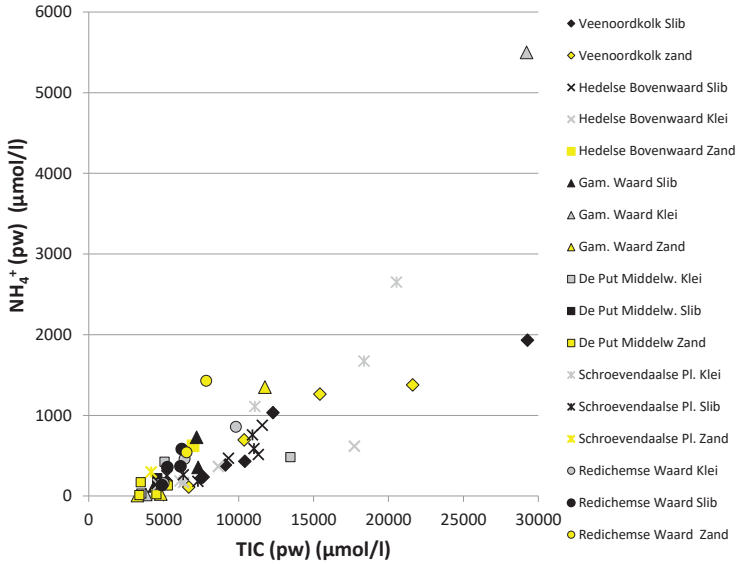
De gevonden negatieve relatie tussen sulfaat en TIC (Figuur 23C, linksonder) in het poriewater laat zien dat ook sulfaat als alternatieve elektronenacceptor voor de anaerobe afbraak wordt gebruikt. Sulfaat wordt hierbij omgezet in sulfide dat vervolgens weer bindt met gereduceerd ijzer waarbij het slecht oplosbare ijzersulfide (FeS) ontstaat.



Figuur 23. *A: Relatie tussen TIC en ammonium (µmol/l). B: Relatie tussen TIC en fosfor (µmol/l). C: Relatie tussen TIC en sulfaat (gemeten als S) (µmol/l). D: Relatie tussen TIC en ijzer (µmol/l). Metingen van het poriewater van de verschillende bodems in de zomer en winter (selectieplassen) en quickscanplassen.*

Figure 23. *A: Relationship between TIC and ammonium (µmol/l). B: Relationship between TIC and phosphorus (µmol/l). C: Relationship between TIC and sulphate (measured as S) (µmol/l). D: Relationship between TIC and iron (µmol/l). Measurements of the pore water of the different sediments in summer and winter (selected lakes) and quickscan lakes.*

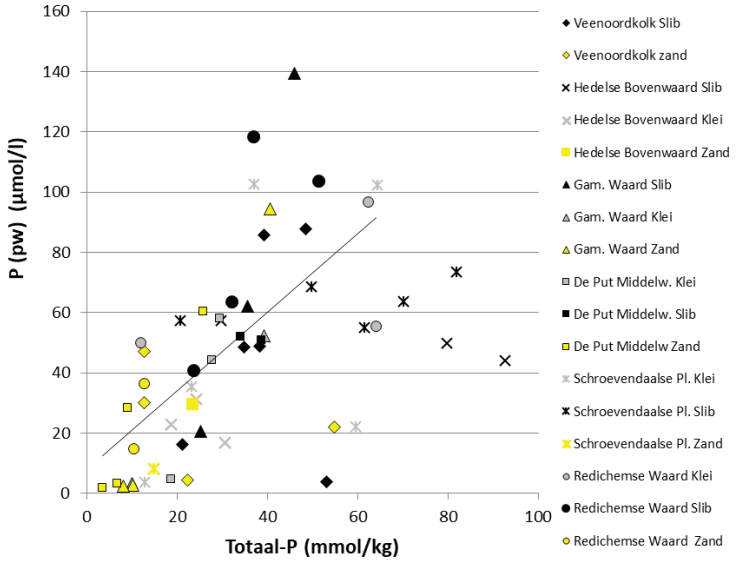
De TIC- en ammoniumconcentraties laten zien dat er binnen de plassen grote verschillen optreden (Figuur 24). Ook sommige zandbodems laten hoge concentraties zien hetgeen betekent dat hier waarschijnlijk veel reactief organisch materiaal aanwezig is dat wordt afgebroken. Het gaat hier wederom om een deel van de zandbodems uit de verondiepte Veenoordkolk en de Gamerensche Buitenwaard. Opvallend is dat ook het poriewater van de slibbodems van de Veenoordkolk rijk is aan ammonium. Het poriewater uit de bemonsterde kleibodem (op 4 m diepte gelegen) uit de Gamerensche buitenwaard is extreem rijk aan TIC en ammonium. Verder worden behoorlijk hoge ammoniumconcentraties gemeten in de kleibodems uit de Schroevendaalse plas. Het poriewater van de geïsoleerde Put Middelwaard wordt gekenmerkt door relatief lage ammoniumconcentraties.



Figuur 24. *Relatie tussen TIC en ammonium in het poriewater (µmol/l) in de verschillende bodems van de plassen in de zomer. R^2=0,69.*

Figure 24. *Relationship between TIC and ammonium in the pore water (µmol/l) in the different lake sediments in summer. R^2=0.69.*

De fosforconcentraties in het poriewater van de waterbodems laten uiteindelijk het beste verband zien met de totaal-P-gehalten van de bodems, met name voor de plassen in de Rijntakken (Figuur 25). Opvallend is dat het poriewater van de slibbodems uit de plassen bij de Maas (Schroevendaalse Plas en Hedelse Bovenwaard) bij een zeer hoog totaal-P-gehalte relatief lage P(pw) concentraties laten zien. Een hoog fosforgehalte van het slib hoeft dus niet per se te betekenen dat ook de beschikbaarheid van fosfor in de bodem hoog is. Verder valt op dat een zand- en een slibbodem uit de Veenoordkolk gelet op het gemeten totaal-P-gehalte zeer lage P(pw) concentraties hebben.



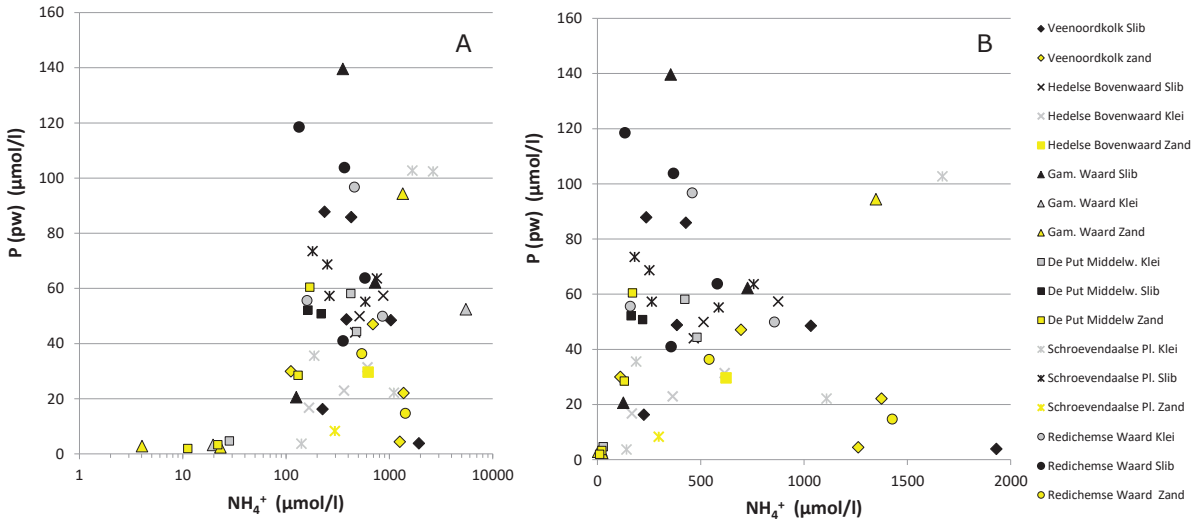
Figuur 25. *Relatie tussen totaal-fosfor in de bodem (mmol/kg drooggewicht) en fosfor in het poriewater (µmol/l) in de zomer in de verschillende bodems van de plassen. R^2 Rijntakplassen (weergegeven lijn)=0,37.*

Figure 25. *Relationship between total phosphorus in the sediment (mmol/kg dry weight) and phosphorus in pore water (µmol/l) in summer of the different lakes sediments. R^2 Lakes of Rhine branches (line shown)=0.37.*

Bij fosforconcentraties in het poriewater hoger dan 30-50 µmol/l is de fosforbeschikbaarheid voor wortelende waterplanten dusdanig hoog dat er in algemene zin meestal een monotone vegetatie

ontstaat van snelgroeiende soorten zoals waterpest en aarvederkruid. Dit was bijvoorbeeld het geval in de Hedelse Bovenwaard. We zien dat in de bemonsterde bodems vooral op zandbodems lagere concentraties worden gemeten waarbij (bij voldoende beschikbaarheid van licht) een soortenrijkere vegetatie tot ontwikkeling kan komen. In deze studie zijn grondwaterkwaliteit en -stromingen niet meegenomen. Mogelijke invloeden van grondwater op de (porie)waterkwaliteit konden daarom niet bepaald worden.

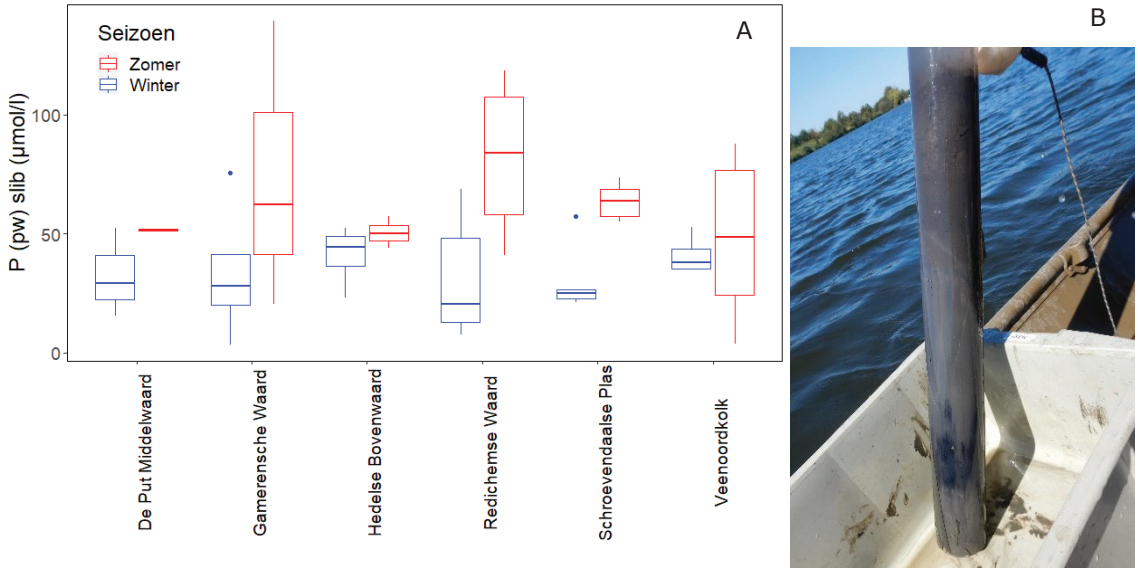
Met betrekking tot de combinatie van ammonium en fosfor in het poriewater zien we dat er een aantal bodems zijn waarvoor zowel de ammonium- als de fosforconcentraties laag zijn (Figuur 26). Het gaat hierbij om een drietal bodems (2 zand en 1 klei) uit de niet aangetakte Put Middelwaard en een drietal bodems (2 zand en 1 klei) uit de Gamerensche waard (verondiept). Voor de Put zijn er duidelijk ook bodems met een hogere ammonium- en fosforconcentratie. Hetzelfde geldt voor Gamerensche Waard waar het poriewater van één van de zandbodems zelfs wordt gekenmerkt door zeer hoge ammonium- en fosforconcentraties. Drie bodems (twee zandbodems en 1 slibbodem) uit de verondiepte Veenoordkolk en 1 zandbodem uit de Schroevendaalse Plas worden gekenmerkt door een zeer hoge ammoniumconcentratie, maar een relatief lage fosforconcentratie. Binnen een plas kunnen de bodems dus zeer sterk variëren in ammonium- en fosforbeschikbaarheid. Er is dus sprake van een behoorlijke heterogeniteit waar het gaat om de beschikbaarheid van nutriënten in de waterbodems van de plassen.



Figuur 26. *Relatie tussen ammonium en fosfor in het poriewater (µmol/l) in de verschillende bodems van de plassen. A: op logaritmische schaal weergegeven.B: bereik x-as tot 2000 µmol/l weergegeven.*

Figure 26. *Relationship between ammonium and phosphorus in the pore water (µmol/l) in the different lake sediments. A: shown on logarithmic scale. B: x-axis range shown up to 2000 µmol/l.*

Voor wat betreft fosfor in het poriewater van het slib, blijkt dat deze het hoogste waren in de zomer. Gemiddeld genomen waren de concentraties het hoogst in de Gamerensche Waard en Redichemse Waard (Figuur 27). Er was geen duidelijk verschil te zien in de concentraties tussen aangetakte plassen en de meer geïsoleerde plas of tussen verondiepte en niet verondiepte plassen. Wanneer de quickscan metingen werden meegenomen waren er ook statistisch gezien geen verschillen (aantakking: T-test of verondieping: Mann-Whitney Rank, p>0,05). Dit duidt erop dat de P-beschikbaarheid in het slib van de onderzochte plassen niet sterk verschilde van elkaar.



Figuur 27. *A: Fosforconcentratie in het poriewater van de slibbodems (µmol/) van de plassen (in winter en zomer). B: bodemprofiel (Schroevendaalse plas) met slib in het bovenste deel van de kolom.*

Figure 27. *A: phosphorus concentration in the pore water of the silt sediments (µmol/) of the lakes (in winter and summer). B: sediment profile (Schroevendaalse plas) with silt in the upper part of the column.*

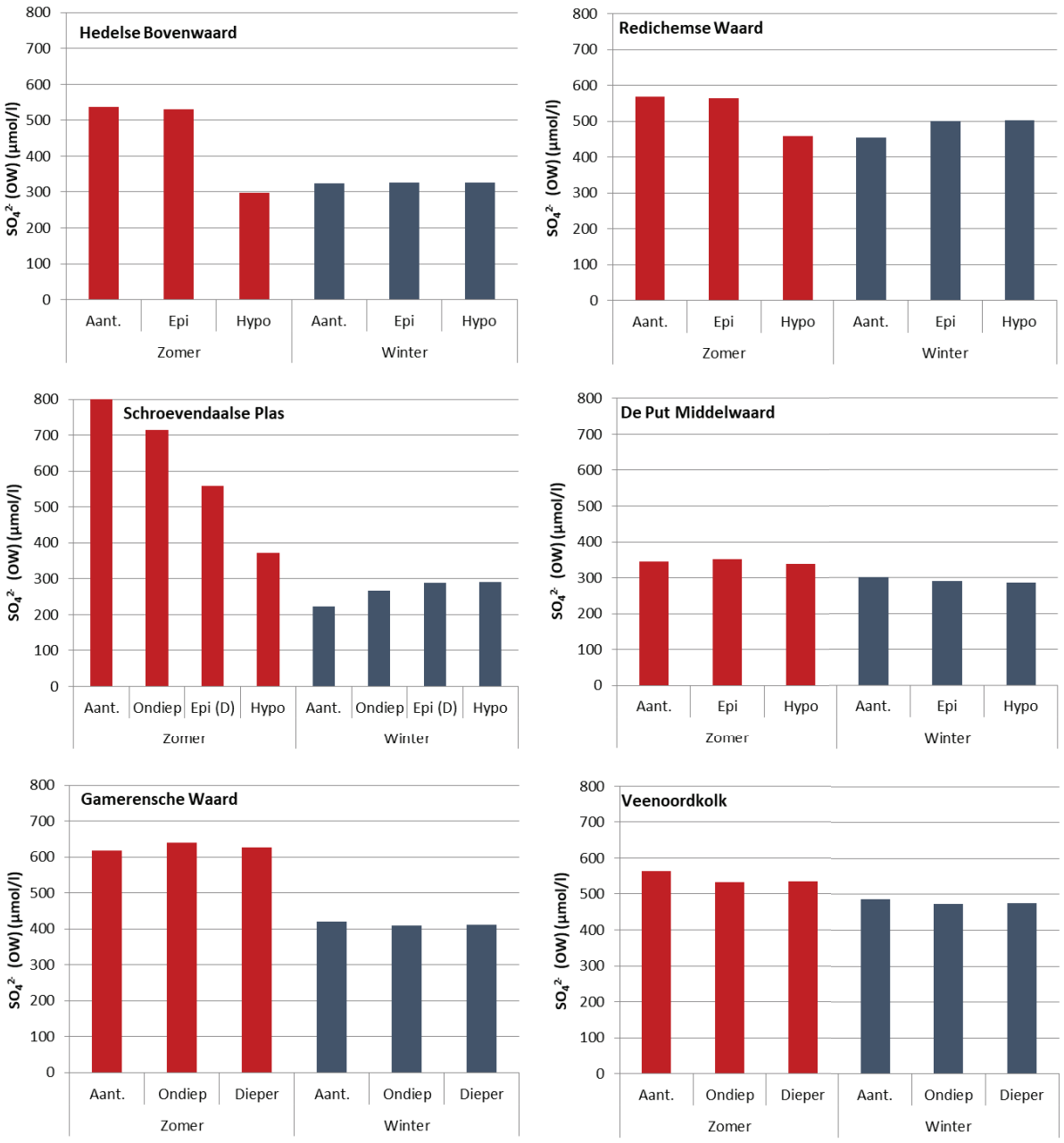
6.3.2 Oppervlaktewater

Het oppervlaktewater (ow) in de plassen is tweemaal bemonsterd te weten in de zomer van 2020 en in de winter van 2020-2021. Voor de diepe plassen werd een monster van het epilimnion en het hypolimnion gemeten. Voor de verondiepte plassen werd steeds een monster op het diepste punt en op 50 cm diepte genomen. Daarnaast werd een monster genomen bij het instroompunt in de aantakking op de rivier en werd voor de niet aangetakte plas de Put Middelwaard ook een monster in de oeverzone genomen.

Het blijkt dat de concentraties chloride (Cl), sulfaat (SO_4^{2-}) en silicium (Si) sterk verschillen tussen de zomer en de winter (Figuur 28 en in Bijlage J Figuur 85 en Figuur 86). De chlorideconcentraties vallen binnen de KRW-maatlatten voor type M5 (ondiepe plassen) en M19/M20 (diepe plassen). De chloride- en de sulfaatconcentraties in het epilimnion zijn meestal wat lager in de winter dan in de zomer, met uitzondering van de meer geïsoleerde Put Middelwaard waar de verschillen tussen de zomer en de winter gering zijn (Figuur 28). Opvallend hierbij is dat in het hypolimnion de concentraties in de zomer veel lager zijn dan in de ondiepe waterlagen. Dit komt omdat na het begin van stratificatie in het voorjaar er doorgaans geen uitwisseling meer plaatsvindt tussen het epi- en het hypolimnion (zie ook paragraaf 2.3). De waterkwaliteit van de plas voor het begin van deze stratificatie wordt hierdoor als het ware 'bevroren' in het hypolimnion terwijl in het epilimnion het in- en uitstromende rivierwater de waterkwaliteit in belangrijk mate zal bepalen naast processen als primaire productie en afbraak. Voor de verondiepte plassen blijkt dat deze verschillen tussen het diepere water en het ondiepere water niet optreden, omdat er geen stratificatie optreedt (paragraaf 6.2). Voor sulfaat geldt dat dit in waterbodems kan worden gebruikt als alternatieve elektronenacceptor voor de afbraak waarbij het wordt omgezet naar sulfide. Op basis van de poriewaterdata gebeurt dit ook in de onderzochte plassen. Hierdoor kan de concentratie van sulfaat in het hypolimnion ook afnemen.

Voor silicium (Bijlage J Figuur 86) zijn er heel grote verschillen tussen de waardes die in de winter en de waardes die in de zomer worden gemeten. In het algemeen wordt in de zomer silicium opgenomen door diatomeeën. Dit kan ervoor zorgen dat de concentraties in de waterlaag van de

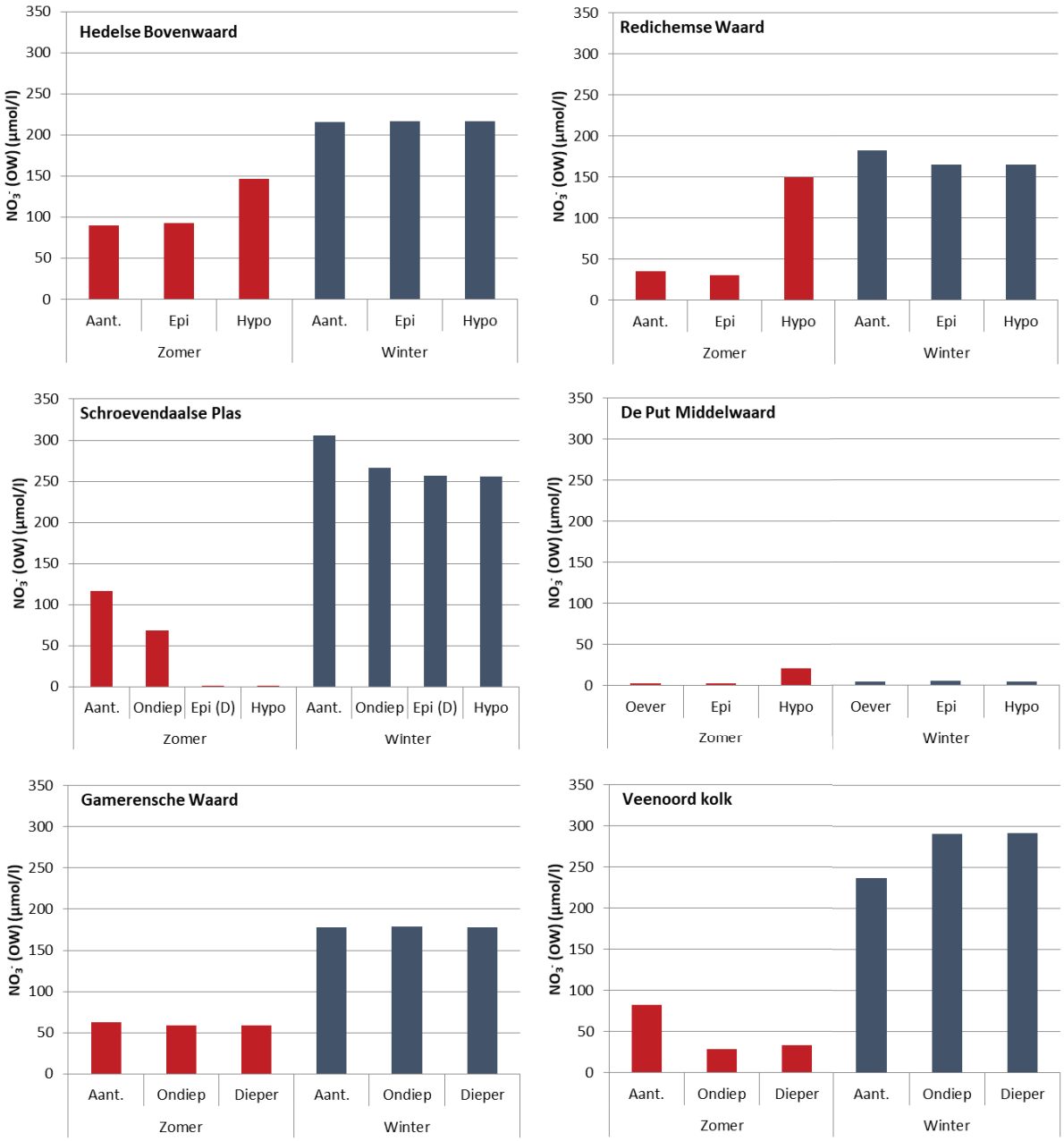
rivier en de plassen sterk dalen. We zien dat de concentraties in het hypolimnion van de diepe plassen hoog blijven, omdat hier waarschijnlijk geen diatomeeën groeien vanwege lichtgebrek. Het is zelfs mogelijk dat in de zomer de siliciumconcentraties in de waterlaag van het hypolimnion nog iets stijgen door nalevering van silicium uit de waterbodem of door afbraak van dode diatomeeën die uit het epilimnion zakken. Ook in de quickscans zien we sterke verschillen tussen de epi- en hypolimnia in veel van de diepe plassen, met hogere concentraties in de hypolimnia. Opvallend is dat de siliciumconcentraties in de waterlaag van de niet aangetakte plas De Put veel lager zijn dan in de aangetakte plassen.



Figuur 28. *Sulfaatconcentraties (µmol/l) in de zomer en winter in het oppervlaktewater van de verschillende plassen.*
Figure 28. *Sulphate concentrations (µmol/l) in summer and winter in the surface waters of the different lakes.*

Verder blijkt dat de nitraatconcentraties in het oppervlaktewater in de winter (veel) hoger zijn dan in de zomer (Figuur 29). In de zomer wordt normaal gesproken nitraat opgenomen door algen en planten, maar kan het ook worden gedenitrificeerd in de anaerobe waterbodems. Hierdoor zijn de

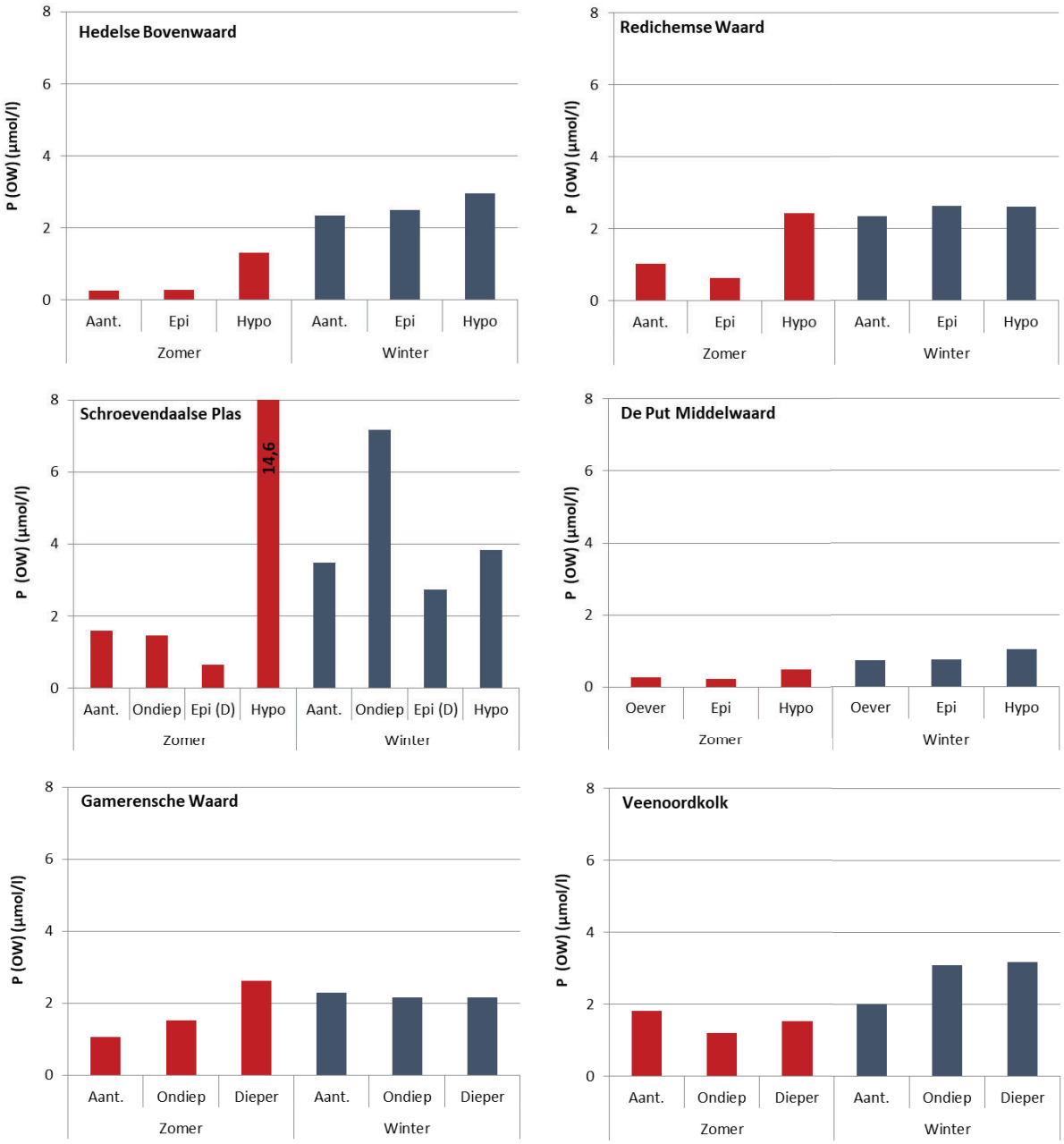
concentraties in het instromende water en de plassen lager in de zomer. Opvallend is dat de concentraties in het hypolimnion van de Hedelse bovenwaard, de Redichemse Waard en de Put veel hoger blijven dan in het epilimnion. Ook dit komt, net als voor silicium, waarschijnlijk doordat nitraatrijk water in het hypolimnion wordt vastgehouden bij de start van de stratificatie. Opname door algen zal in het hypolimnion niet of veel minder spelen omdat het te donker is voor fotosynthese (zie ook paragraaf 6.4). Wel kan er nitraat als gevolg van denitrificatie in de waterbodems verdwijnen (Figuur 3). Hoewel het gehele hypolimnion anaeroob wordt in de zomer (paragraaf 6.2) wordt het nitraat hier niet of slechts gedeeltelijk gedenitrificeerd in de waterlaag zelf, waarschijnlijk als gevolg van een gebrek aan reactief organisch materiaal in de waterlaag. In de Schroevendaalse plas verdwijnt het nitraat in het hypolimnion wel in het diepe deel van de plas. Het totale volume van het hypolimnion is in deze plas echter veel geringer dan in de andere plassen omdat deze 'diepe stratificerende plas' ondieper is (Bijlage I). Hierdoor leidt denitrificatie in deze plas wel tot een uitputting van nitraat in de zomer. Opvallend is verder dat in de geïsoleerde Put Middelwaard de nitraatconcentraties zowel in de winter als in zomer laag zijn.



Figuur 29. *Nitraatconcentraties (µmol/l) in de zomer en winter in het oppervlaktewater van de verschillende plassen.*
Figure 29. *Nitrate concentrations (µmol/l) in summer and winter in the surface waters of the different lakes.*

Voor fosfor blijkt eveneens dat de waarden in de zomermaanden lager zijn dan in de wintermaanden (Figuur 30). Ook dit komt waarschijnlijk door opname van fosfor door algen en planten in de zomer. Het diepere water heeft hogere fosforconcentraties dan het ondiepere. Voor plassen met een hypolimnion kan dit mede bepaald worden door het 'memory effect' van ingesloten fosforrijker water uit de winter. Voor de verondiepte plassen is de P-concentratie in de zomer ook hoger in het diepere water dan in het ondiepere water. Voor fosfor speelt waarschijnlijk nalevering vanuit de waterbodems een rol. Hoewel de hypolimnia van de onderzochte plassen in ten tijden van de bemonstering in de zomer allemaal anaeroob waren zien we alleen in het hypolimnion van de Schroevendaalse Plas een hele duidelijke ophoping van fosfor in de zomer die duidt op een sterke nalevering van fosfor uit de waterbodem.

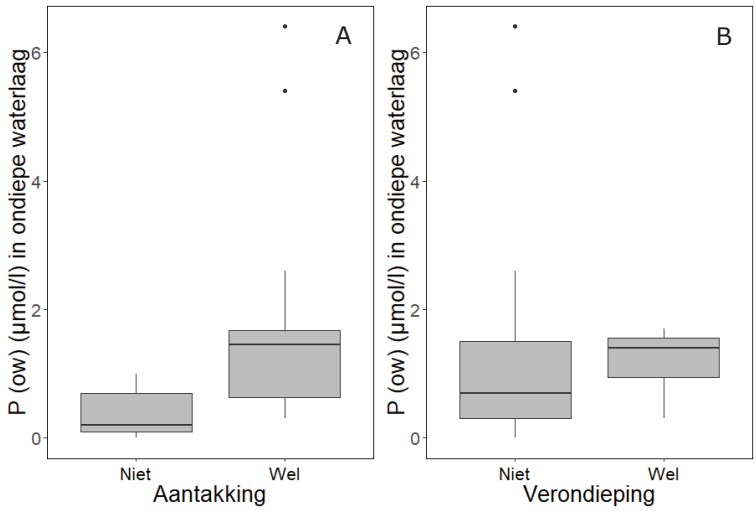
Het door de aantakking direct instromende water heeft in de onderzochte plassen doorgaans een hogere P-concentratie dan het epilimnion in de zomer, wat overeenkomt met metingen in Eiland van Maurik (Royal Haskoning-DHV, 2010, paragraaf 2.4) (N.B. de instroom bij de Hedelse Bovenwaard was ten tijden van de bemonstering feitelijk een uitstroom). De epilimnia of gemixte waterlagen vielen allen in de klasse (zeer) goed op de KRW-maatlatten, behalve het ondiepe westelijk deel van de Schroevendaalse plas (matig-ontoereikend, zie ook Bijlage I).



Figuur 30. *Fosforconcentraties (µmol/l) in de zomer en winter in het oppervlaktewater van de verschillende plassen.*

Figure 30. *Phosphorus concentrations (µmol/l) in summer and winter in the surface waters of the different lakes.*

In de zomermetingen (inclusief quickscans) werden er geen significante verschillen waargenomen tussen P-concentratie van verondiepte en niet verondiepte plassen (Mann-Whitney Rank test, p=0,395), maar wel tussen aangetakte en meer geïsoleerde plassen (Mann-Whitney Rank test, p=0,006) (Figuur 30 en Figuur 31). Aangetakte plassen hadden gemiddeld een hogere P-concentratie in de bovenste waterlaag dan geïsoleerde plassen.

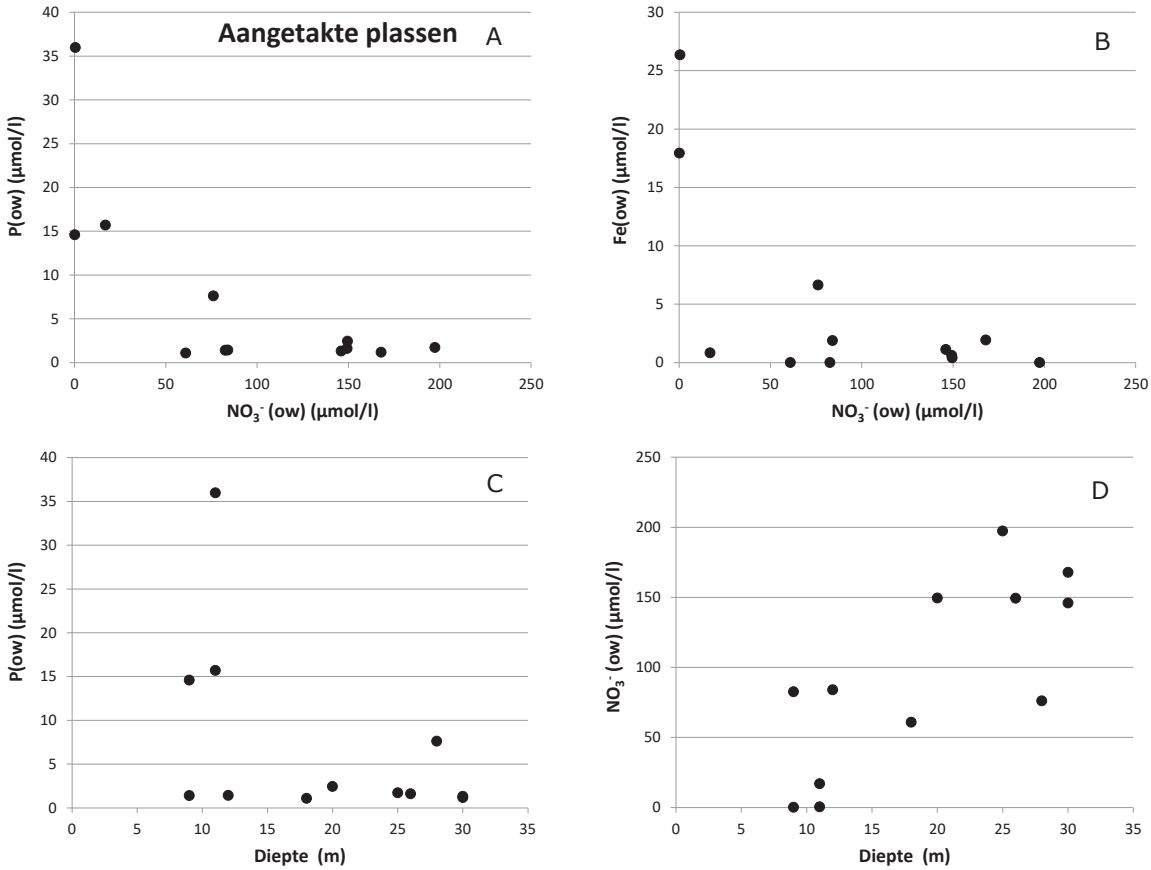


Figuur 31. *Fosforconcentraties (µmol/l) in de zomer in de ondiepe waterlaag van het oppervlaktewater (resultaten veldonderzoek inclusief quickscan). A: in aangetakte (n=18) en niet direct aangetakte plassen (n=7). B: in verondiepte (n=7) en niet verondiepte plassen (n=18).*

Figure 31. *Summer phosphorus concentrations (µmol/l) in the shallow water layer of the surface waters (results of field study including quickscan). A: in connected (n=18) and not directly connected lakes (n=7). B: in shallowed (n=7) and non-shallowed lakes (n=18).*

Op grond van hoge fosforconcentraties die worden gemeten in het poriewater van de waterbodems zou ook verwacht kunnen worden dat in de andere onderzochte diepe plassen nalevering van fosfor optreedt. Het valt echter op dat in de aangetakte plassen alleen nalevering van P lijkt plaats te vinden wanneer de nitraatconcentraties van de waterlaag zeer laag zijn. Dit zien we in Figuur 32 waarin we de aangetakte diepe plassen uit dit onderzoek hebben opgenomen én de diepe aangetakte plassen uit de quickscan van 2019. Ook blijkt dat in relatief ondiepe stratificerende plassen de nitraatconcentratie sneller laag wordt en alleen in deze plassen vinden we een duidelijke indicatie voor een nalevering van P uit de onderwaterbodems. Net als zuurstof kan nitraat de nalevering van fosfor uit onderwaterbodems voorkomen doordat het in het toplaagje van de waterbodem ijzer in een geoxideerde toestand houdt, waardoor fosfaat gebonden kan worden/blijven. Denitrificatie van nitraat kan leiden tot nitraatverliezen maar bij een voldoende groot volume van het hypolimnion is de nitraatvoorraad blijkbaar voldoende groot om uitputting van nitraat te voorkomen.

Ook voor aangetakte diepe plassen lijkt de absolute diepte en volume van de plas dus invloed te hebben op de biogeochemische processen van het systeem en op de nalevering van fosfor uit de waterbodems.



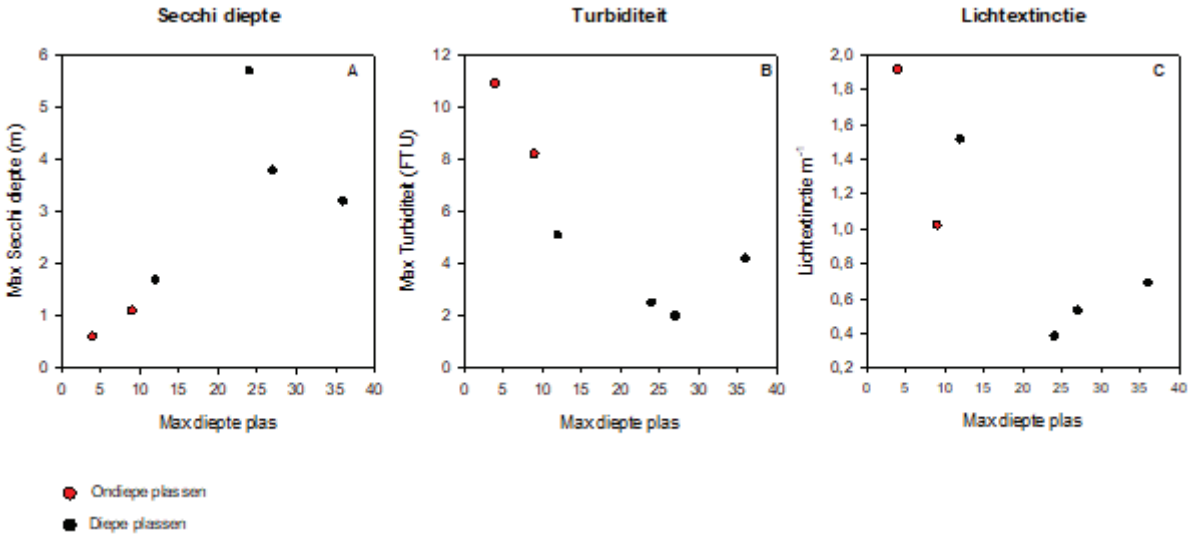
Figuur 32. *Relatie tussen nitraat en fosfor (A) en ijzer (B) in het oppervlaktewater (µmol/l) van de aangetakte plassen. Relatie tussen waterdiepte (m) en fosfor (C) en nitraat (D) in het oppervlaktewater (µmol/l).*

Figure 32. *Relationship between nitrate and phosphorus (A) and iron (B) in surface water (µmol/l) of the connected lakes. Relationship between water depth (m) and phosphorus (C) and nitrate (D) in surface water (µmol/l) of the connected lakes.*

6.4 Primaire producenten

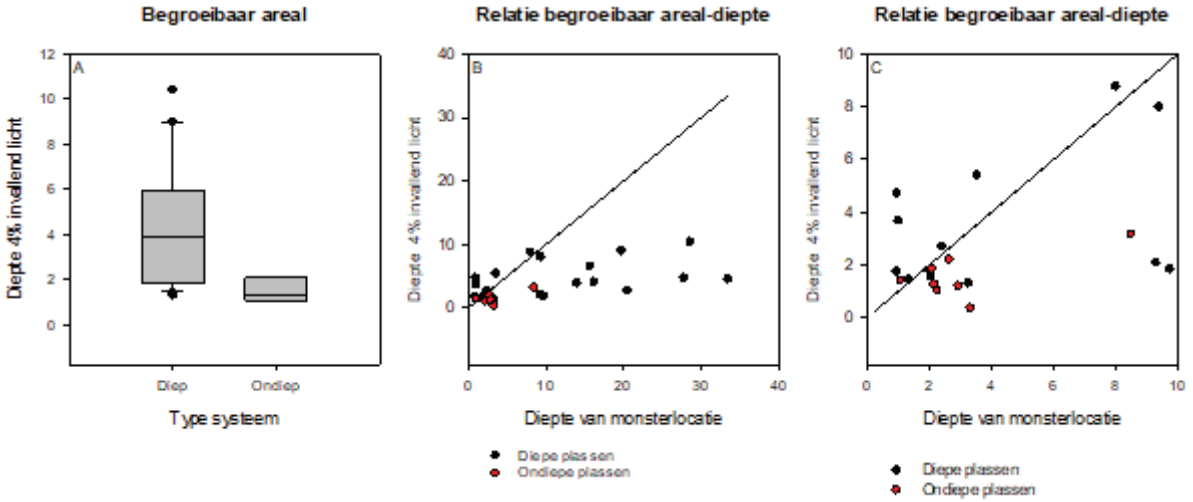
6.4.1 Lichtklimaat onder water

Tijdens het veldbezoek in de zomer zijn drie verschillende maten voor het onderwaterlichtklimaat gemeten. Al deze metingen laten hetzelfde patroon zien: Met toenemende diepte van de plas neemt de kwaliteit van het onderwaterlichtklimaat toe (Figuur 33). Met uitzondering van de Schroevendaalse plas voldoet de Secchi diepte in de diepe plassen aan de KRW-maatlat en zou dus niet limiterend moeten zijn voor plantengroei. De Secchi diepte in de ondiepe plassen is echter matig en zeer waarschijnlijk ook limiterend voor plantengroei. Het is opvallend dat in de ondiepe plassen het Chl-A-gehalte voldoet aan de KRW-maatlat voor goede ecologische kwaliteit (zie onderstaand). Dit duidt erop dat de slechte toestand van het lichtklimaat in de ondiepe plassen veroorzaakt wordt door zwevend materiaal. Waarschijnlijk betreft dit door wind gedreven resuspensie van bezonken materiaal.



Figuur 33. *Maximale diepte van de onderzochte plas versus verschillende maatstaven voor onderwaterlichtklimaat: (A) maximaal gevonden Secchi-diepte, (B) maximaal gevonden turbiditeit en (C) gemiddelde lichtextinctie. Door de geringe sample size is deze relatie niet statistisch getoetst.*
Figure 33. *Maximum depth of the water body vs. different aspects of the underwater light climate: (A): Maximum observed Secchi depth, (B) maximum observed turbidity and (C) average light extinction. The low sample size in the extensive field does not warrant statistical testing.*

Kijkend naar de diepte waarop nog 4% van het invallende licht aanwezig is - hetgeen als een proxy gezien kan worden voor het begroeibaar areaal - dan is die dieper gelegen in diepe plassen dan in de verondiepte plassen (Figuur 34A). Op dieptes waarop over het algemeen, de meeste waterplanten voorkomen (<10m), laten Figuur 34B en C zien dat de diepte van het sediment in ondiepe plassen vaak lager ligt dan de diepte waarop nog 4% licht voorkomt. Dit is een andere indicatie dat lichtlimitatie in ondiepe plassen zeer waarschijnlijk een rol speelt voor primaire producenten.

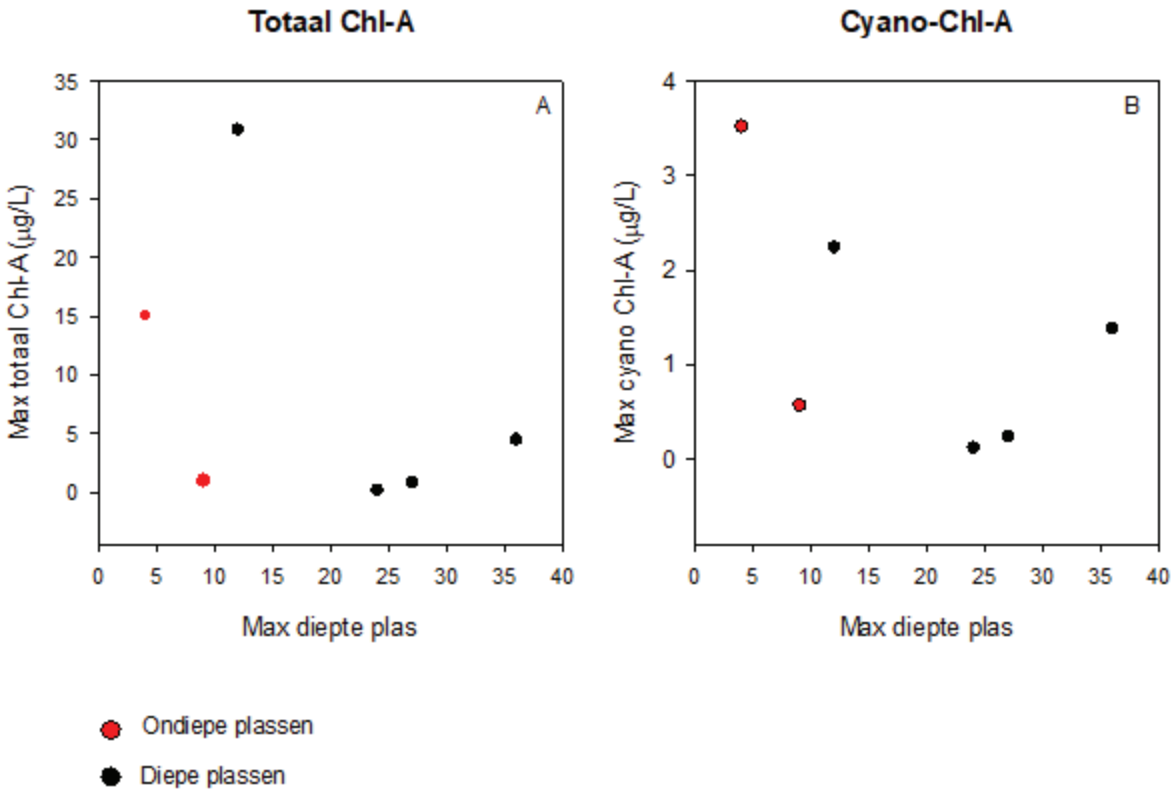


Figuur 34. *Relatie tussen diepte versus een proxy voor begroeibaar areaal, i.e. diepte waarop 4% van het invallend licht aanwezig is. A: Diepte waarop 4% invallend licht aanwezig is in diepe plassen versus veronondiepte plassen. B: Relatie tussen diepte van monsterlocaties en diepte waarop 4% van het invallend licht aanwezig is (diepte range 0-40m). C: Relatie tussen diepte van monsterlocaties en diepte waarop 4% van het invallend licht aanwezig is, ingezoomed op de diepte tussen 0 en 10m. De lijn in B en C geeft weer wanneer de diepte waar 4% van het invallend licht aanwezig is overeenkomt met de diepte van de monsterlocatie. De figuren zijn gebaseerd op monsterpunten van het uitgebreide veldonderzoek. Aangezien de monsterlocaties binnen één plas, pseudoreplica's zijn, is er niet statistisch getest.*

Figure 34. *Water depth vs depth at which 4% of light is still available (a proxy for the depth at which sustainable growth and development of macrophytes can be realized). A: Depth at which 4% of light is still available in deep water bodies versus shallowed water bodies. B: Depth at which 4% of light is still available vs. depth at sampling location (depth range 0-40m). C: Depth at which 4% of light is still available vs. depth at sampling location, zoomed in to depths ranging from 0-10m. Figures are based on data collected at individual sampling location within the waterbodies of the extensive field study. As these sampling locations within a water body are pseudoreplicates statistical tested was not warranted.*

6.4.2 Fytoplankton

De maximale Chl-A-gehaltes die gevonden zijn in de onderzochte uiterwaardplassen duiden in tegenstelling tot de geconstateerde voedselrijkdom van de bodem op laag productieve systemen (Figuur 35). Waar het voor de diepe plassen aannemelijk is dat nutriënten en niet licht limiterend zijn voor de algengroei, lijkt in de ondiepere plassen licht limiterend te zijn voor algengroei. In de ondiepere plassen uit dit zich ook in hogere concentraties van schaduw-tolerante blauwalgen.



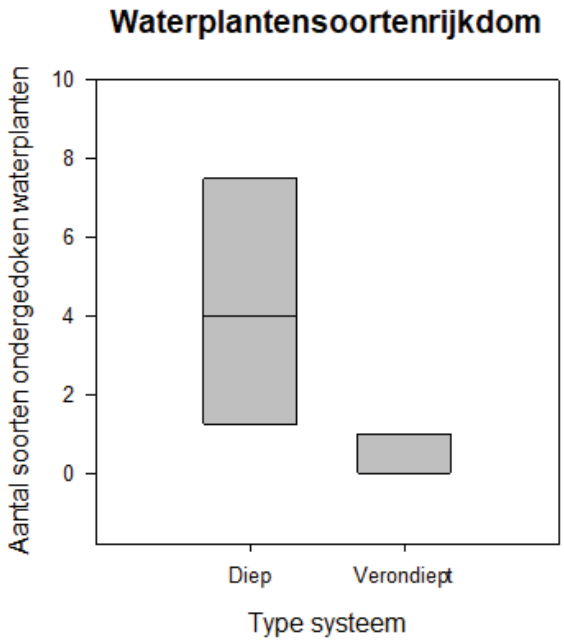
Figuur 35. *Maximale diepte van de onderzochte plas versus totaal Chl-A (A) en versus Cyano-Chl-A (B).*

Figure 35. *Maximum depth of a water body versus total Chl-A (A) and versus Cyano-Chl-A (B).*

Ook wanneer er wordt gekeken naar de resultaten van de quickscan lijken de totaal-Chl-A en blauwalgenconcentraties gemiddeld iets hoger te zijn in verondiepte systemen dan in de diepe plassen; ook in aangetakte systemen ten opzichte van geïsoleerde plassen (Figuur 87 in Bijlage J). Desondanks duiden deze niet op zeer productieve systemen. In de quickscan zijn echter enkele plassen ook nog bemonsterd in de late zomer/begin herfst, wat kan resulteren in lagere gehalten.

6.4.3 Waterplanten

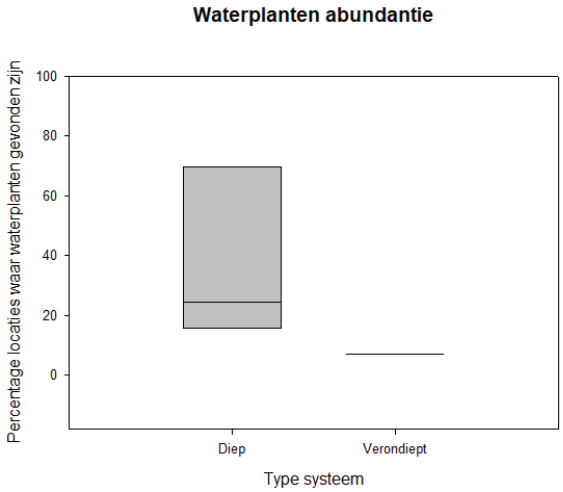
Het aantal soorten waterplanten is gemiddeld veel hoger in de diepe plassen dan in de verondiepte plassen (Figuur 36). De soorten die in de plassen voorkomen zijn over het algemeen eutrafente soorten, zoals smalle waterpest (*Elodea nuttallii*) en aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*). Slechts in 1 plas, de Put Middelwaard, werden kranswieren (*Chara*) aangetroffen, die meer kenmerkend zijn voor voedselarme wateren.



Figuur 36. *Waterplantensoorten rijkdom in diepe (n=4) versus verondiepte plassen (n=2). In de boxplots geeft de bovenste lijn het75th percentiel weer. De onderstaande lijn geeft 25th percentiel weer. De middelste lijn geeft mediaan weer.*

Figure 36. *Macrophyte richness in deep (n=4) versus shallowed (n=2) water bodies. The boundary of the box closest to zero indicates the 25th percentile, a line within the box marks the median, and the boundary of the box farthest from zero indicates the 75th percentile.*

Ook het aantal locaties binnen een plas waar waterplanten worden gevonden (een maat voor abundantie) is hoger in diepe plassen dan in de verondiepte plassen (Figuur 37). Door de beperkte steekproef kon dit niet statistisch onderbouwd worden, maar deze gegevens lijken aan te geven dat de met verondieping beoogde areaalvergroting voor waterplanten (nog) niet gerealiseerd is. Daarnaast laten de gegevens ook zien, dat waterplanten - tegengesteld aan de vaak gehoorde stelling - zich vestigen in diepe plassen. Het is aannemelijk dat het lichtklimaat in de ondiepe grote plassen limiterend is voor waterplantengroei.



Figuur 37. *Waterplanten abundantie in diepe plassen (n=4) versus verondiepte plassen (n=2). In de boxplots geeft de bovenste lijn het 75e percentiel weer. De onderstaande lijn geeft het 25e percentiel weer. De middelste lijn geeft de mediaan weer.*

Figure 37. *Macrophyte abundance in deep (n=4) vs shallowed (n=2) water bodies. The boundary of the box closest to zero indicates the 25th percentile, a line within the box marks the median, and the boundary of the box farthest from zero indicates the 75th percentile.*

Macrofauna was geen onderdeel van het veldonderzoek, maar toevallige waarnemingen van fauna tussen de waterplanten in het veld zijn de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft (Redichemse Waard) en Chinese wolhandkrab (Hedelse Bovenwaard) (Figuur 38).



Figuur 38. *Links: (Hoogstwaarschijnlijk) gevlekte Amerikaanse rivierkreeft in de Redichemse Waard. Rechts: (Hoogstwaarschijnlijk) Chinese Wolhandkrab tussen de waterpest in Hedelse Bovenwaard. Foto's: Y. Verstijnen en B. Hermans.*

Figure 38. *Left) Most probably the Spiny cheek crayfish in the Redichemse Waard. Right) Most probably the Chinese mitten crab between waterweed in Hedelse Bovenwaard. Photo's: Y. Verstijnen and B. Hermans.*

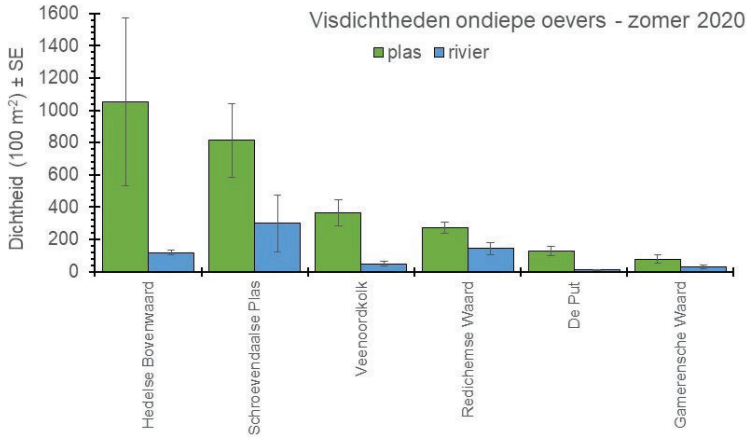
6.5 Vissen

6.5.1 Visstand

Alle onderzochte plassen vertonen een diverse gemeenschap, waarbij aantallen baars en blankvoorn veelal de visgemeenschap domineerden. In de zomer van 2020 lag de nadruk op het vaststellen van de aanwezigheid van juveniele vissen in de ondiepe oeverzones van de plassen. Over het algemeen was de totale productie van juvenielen van alle plassen hoog, aanzienlijk hoger dan de oeverzone van de nabijgelegen rivier (

Figuur 39). Zo zijn er gemiddeld hogere dichtheden aan rheofiele vissoorten (o.a. kopvoorn, alver en winde) in de plassen aangetroffen. In de bijlagen is per plas een soortoverzicht gegeven.

Wel was er sprake van grote verschillen in juveniele visproductie: totaaldichtheden in de Hedelse Bovenwaard waren tot tienmaal hoger dan in de Gamerensche Waard. De laatste plas had daarbij de laagste productie. Er is geen duidelijke relatie te leggen tussen de totale productie van juveniele vissen en de diepte van de plas of het al dan niet aangetakt zijn van de plas. Waarschijnlijk spelen andere kenmerken van een plas zoals connectiviteit met de rivier en het areaal glooiende oever in combinatie met de aanwezigheid van waterplanten een belangrijkere rol dan de maximale diepte van de plas (Dorenbosch et al., 2020).

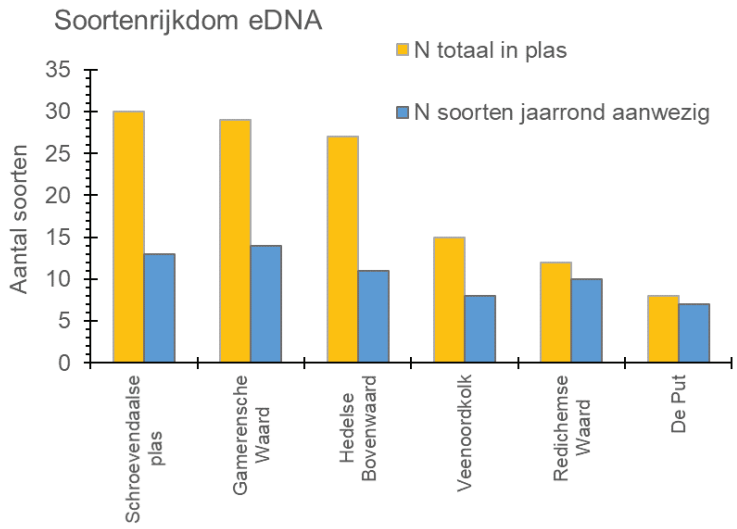


Figuur 39. *Overzicht van gemiddelde totaaldichtheden (±standaardfout) juveniele vissen in de zes onderzochte plassen en nabij gelegen riviertrajecten.*
Figure 39. *Summary of mean total densities (±standard error) of juvenile fish in the six lakes and nearby river sections studied.*

6.5.2 Soortgemeenschap op basis van eDNA

Uit het eDNA onderzoek blijkt de totale soortenrijkdom vissen sterk te variëren tussen de plassen (Figuur 40). In de bijlagen is per plas een soortoverzicht gegeven. De Schroevendaalse plas, Gamerensche Waard en Hedelse Bovenwaard hadden een twee- tot driemaal hogere totale soortenrijkdom dan de Veenoordkolk, Redichemse Waard en De Put. De Redichemse Waard en De Put liggen in het stroomgebied van de gestuwde Lek. Het lage aantal soorten in beide plassen is waarschijnlijk meer te relateren aan connectiviteit of het gestuwde en hiermee een relatief homogeen habitat van dit riviertraject (en daardoor minder soortenrijk dan stromende riviertrajecten) dan aan de diepte van de plas. In de niet aangetakte plas De Put zijn dan ook slechts acht vissoorten aangetroffen (drie vissoorten met zegenvisserij). Geen van de vissoorten behoort tot het rheofiele gilde. Dit aantal is zeer laag in vergelijking met de andere plassen waarbij er gemiddeld 20 vissoorten zijn aangetroffen.

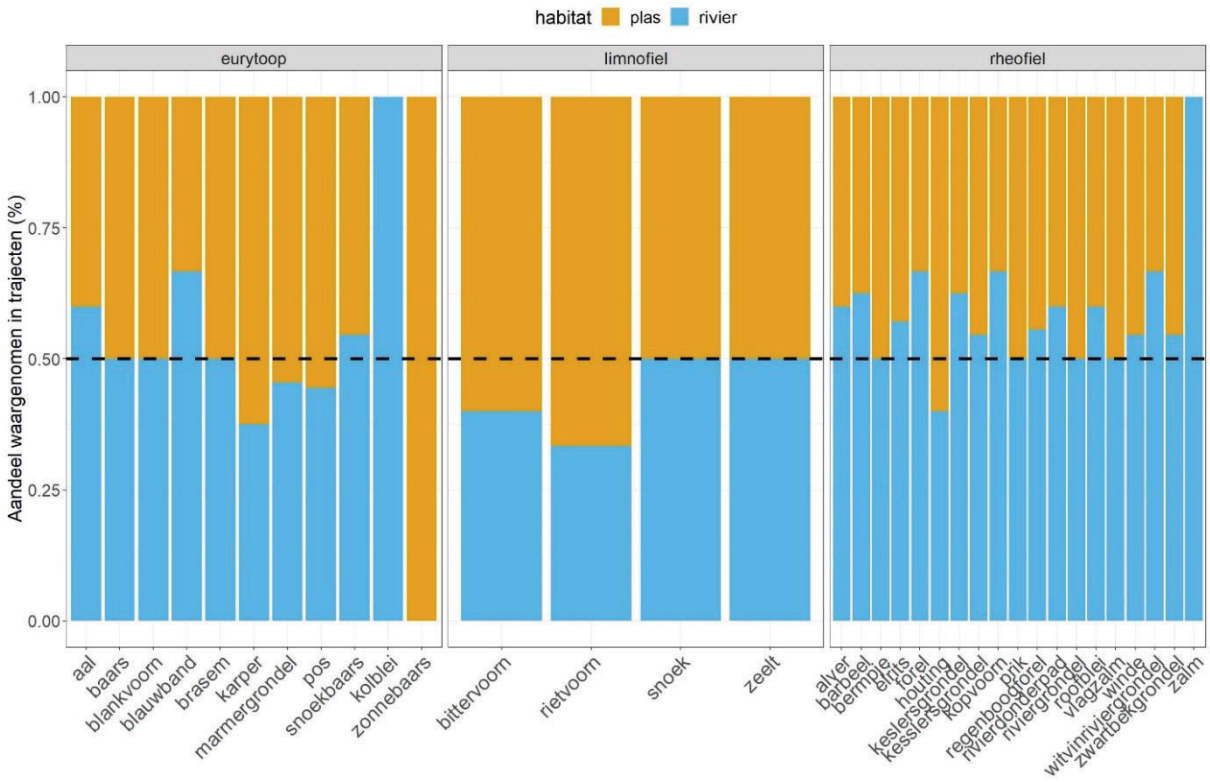
Ook het aantal soorten dat jaarrond (zowel in zomer als winter) in de plas is aangetroffen varieerde. In de Gamerensche Waard werden tot twee keer zoveel soorten aangetroffen dan in de Put. Waarschijnlijk is de verbinding van de Gamerensche Waard met de rivier (tweezijdig aangetakt, brede stroomafwaartse monding) beter ten opzichte van de andere plassen waardoor vissen uit de rivier makkelijker de plas kunnen bereiken. Dit lijkt los te staan van de diepte van de plas.



Figuur 40. *Overzicht van het totaal aantal waargenomen soorten in de zes plassen op basis van eDNA (zomer en winter, oranje) en het totaal aantal soorten per plas dat jaarrond (zowel in zomer en winter) is waargenomen (blauw).*

Figure 40. *Overview of the total number of species observed in the six lakes based on eDNA (summer and winter, orange) and the total number of species per pond observed year-round (both summer and winter, blue).*

Het relatieve aandeel aan eurytope, limnofiele en rheofiele vissoorten tussen de plassen en de nabijgelegen riviertrajecten als referentie verschilt niet of nauwelijks (Figuur 41). Op soortniveau is er een marginaal verschil tussen plas en rivier in waarnemingen van limno- en rheofiele soorten. Van de vier limnofiele soorten zijn rietvoorn en bittervoorn vaker in de plassen waargenomen. De aanwezigheid van zeelt en snoek is gelijk. Het merendeel van de rheofiele soorten werden vaker in rivieren aangetroffen. Opvallend is dat houting als enige rheofiele soort vaker in een plas is waargenomen (n=3) dan in een rivier (n=2). Dit betreft vooral waarnemingen uit de winterperiode. De aanwezigheid van eurytope vissoorten fluctueert voor een gering aantal soorten sterk, maar is over het algemeen vergelijkbaar tussen plas en rivier.



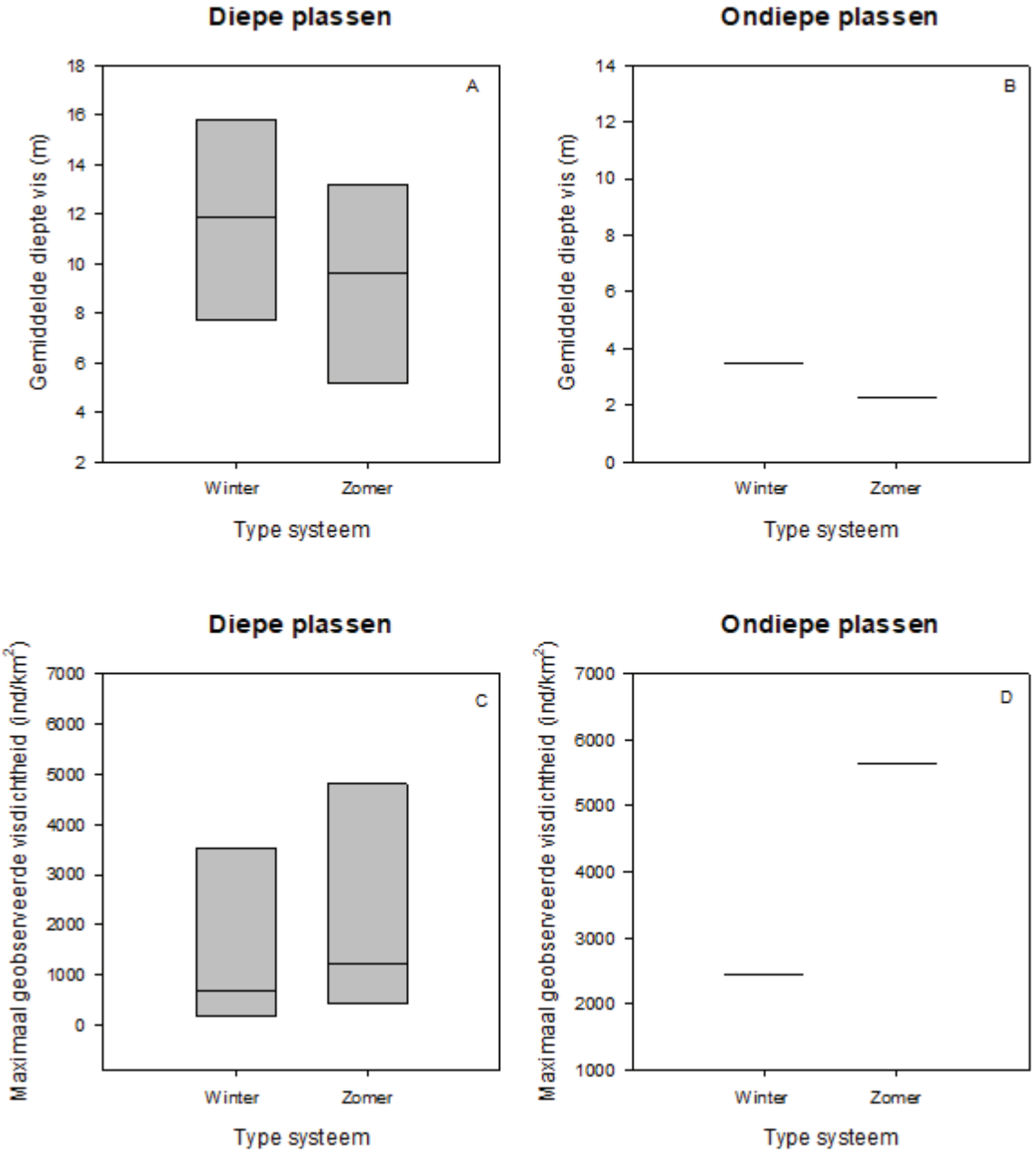
Figuur 41. *Relatieve verdeling van waarnemingen op soortniveau tussen plas (geel) en rivier (blauw) met onderscheid tussen de drie gildes eurytoop, limnofiel en rheofiel.*

Figure 41. *Relative distribution of observations at species level between lake (yellow) and river (blue) with distinction between the three guilds eurytope, limnophile and rheophile.*

6.5.3 Vistellingen met behup van sonar

In de meeste plassen kon op basis van de sonar-gemeten diepteverdelingen worden vastgesteld dat in de winter vissen op vrijwel alle dieptes voorkomen. In de Hedelse Bovenwaard (diepe plas) en Gamerense Waard (ondiepe plas) werden in de winter duidelijke concentraties vis op grotere diepte aangetroffen. In de Hedelse Bovenwaard lag deze piek rond de 14 m, in de Gamerense Waard rond de 4 m. Dit duidt op winterclustering, dat kan optreden in zowel diepe als ondiepe plassen.

De metingen van visdichtheid o.b.v. sonar (Bijlage D t/m Bijlage I) laten verder zien dat in sommige systemen de vissen in de winter zich dieper bevinden dan in de zomer. Als we echter kijken naar generieke relaties, blijkt ondanks deze trend (Figuur 42) in zowel ondiepe als diepe plassen de gemiddelde diepte waarop vissen zich bevinden niet significant verschillend te zijn in de zomer- versus de wintersituatie (Kruskall-Wallis, P>0.05). Zowel in de diepe als de ondiepe plassen liggen de aantallen in de zomer hoger dan in de winter, dit verschil is door de grote spreiding tussen de verschillende plassen niet significant (Kruskall-Wallis, P>0.05).



Figuur 42. *Gemiddelde diepte waarop vissen zich in een winter versus zomer situatie bevinden in diepe (n=4) (A) en verondiepte plassen (n=2) (B). Maximaal geobserveerde visdichtheden in de winter versus zomer in diepe (n=4) (C) en verondiepte plassen (n=2) (D). In de boxplots geeft de bovenste lijn het 75e percentiel weer. De onderstaande lijn geeft 25e percentiel weer. De middelste lijn geeft de mediaan weer.*

Figure 42. *Average depth at which fish are present in the winter and summer in (A) deep (n=4) and (B) shallowed (n=2) water bodies. Maximum observed fish density in the winter and summer in (C) deep (n=4) and (D) shallowed (n=2) water bodies. The boundary of the box closest to zero indicates the 25th percentile, a line within the box marks the median, and the boundary of the box farthest from zero indicates the 75th percentile.*

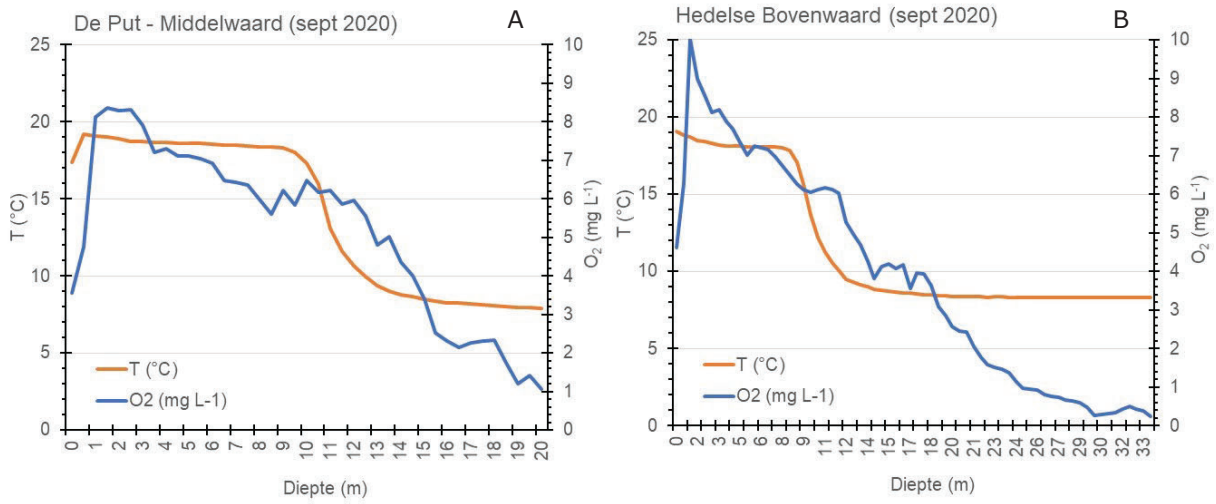
6.5.4 Thermorefugium voor vis

De veldmetingen gaven weer dat de zomerstratificatie van diepe plassen (> 15 m diepte) resulteert in een relatief koele midden zone (ca 8 – 12 m diepte) waar de watertemperatuur in de zomer enkele °C lager is ten opzichte van het wateroppervlak terwijl er voldoende zuurstof aanwezig is voor respiratie. Koudeminnende vissen kunnen deze koele midden zone van diepe plassen tijdens warme zomers gebruiken als thermorefugium. In ondiepere plassen lijkt het optreden van een

koele midden zone veel minder frequent op te treden. Diepe plassen hebben daarmee mogelijk in de toekomst een belangrijke waarde als temperatuurrefugium voor koudeminnende vissoorten.

Profielmetingen uitgevoerd in de nazomer en herfst in de pilotstudie in 2018 en 2019 en in de uitgebreidere veldstudie in 2020, wijzen uit dat de onderzochte diepe plassen een specifieke diepte zone herbergen waar zowel sprake is van een relatief hoog zuurstofgehalte (>6 mg L-1, voldoende voor respiratie van vissen) als een lagere watertemperatuur (lager dan 20 °C in de zomerperiode) ten opzichte van het wateroppervlak. Op grote diepte is sprake van koude laag die (zeer) zuurstofarm is, op geringere diepe is er sprake van een hoog zuurstofgehalte maar is de watertemperatuur nauwelijks lager ten opzichte van het wateroppervlak.

Figuur 43 geeft een beeld van het gemeten temperatuur- en zuurstofverloop in september 2020 weer van de diepe plassen De Put – Middelwaard (Lek) en de Hedelse Bovenwaard (Maas). De plassen hebben een maximale diepte van 20 en respectievelijk 33 m.



Figuur 43. *Temperatuur- en zuurstofverloop in relatie tot waterdiepte in de diepe plassen De Put – Middelwaard (Lek, A) en Hedelse Bovenwaard (Maas, B) in september 2020. In beide plassen is sprake van stratificatie, boven de spronglaag bevindt zich tussen 8 – 12 m diepte een zone waar de watertemperatuur meerdere °C lager is ten opzichte het oppervlak terwijl de zuurstof concentratie nog voldoende hoog is voor respiratie (> 6 mg L-1).*

Figure 43. *Temperature and oxygen in relation to water depth in the deep lakes De Put - Middelwaard (Lek, A) and Hedelse Bovenwaard (Meuse, B) in September 2020. Both lakes are stratified, above the thermocline there is a zone between 8 - 12 m depth where the water temperature is several °C lower compared to the surface layer while the oxygen concentration is still high enough for respiration (> 6 mg L-1).*

In De Put neemt de watertemperatuur tussen 9 en 12 m diepte af van 18 naar 11°C terwijl het zuurstof gehalte boven 6 mg L-1 blijft. In deze zone zijn temperatuur kritische vissen in staat om hogere watertemperaturen aan de oppervlakte te ontvluchten terwijl er nog voldoende zuurstof is om te respireren. Op nog grotere diepte neemt de temperatuur verder af maar is niet meer voldoende zuurstof aanwezig voor respiratie. Voor de Hedelse bovenwaard is een vergelijkbaar patroon zichtbaar waarbij de watertemperatuur tussen 8 en 11 m diepte afneemt van 18 naar 10°C terwijl het zuurstof gehalte boven 6 mg L-1 blijft.

Meetgegevens uit andere diepe plassen tonen aan dat dit mechanisme van afkoeling ook in andere diepe plassen voorkomt: Redichemse waard (2019, 2020), Oolderplas (2019), Neswaarden (2019), Vonkerplas (2018) en Hondswaard (2018, Tabel 5). In plassen met een geringere diepte (minder dan 15 m diep) lijkt daarentegen de bovenbeschreven afkoeling minder eenduidig op te treden. In de Gamerense waard (2020), Kil van Hurwenen (2019), Verburgstkolk (2019), Plas bij Ochten

(2019), Rammelwaard (2019), Plas van Bruil (2019) en Put van Schoonhoven (2019) was de watertemperatuur in de plas op grotere de diepte waar nog een voldoende hoog zuurstofgehalte aanwezig was, vrijwel gelijk aan het oppervlakte (Tabel 5). In deze plassen was tijdens de metingen dus geen sprake van een koelend effect ten gevolge van stratificatie. Alleen in de Schroevendaalse plas (2020) en de Dilkensplas (2019) was er op grotere diepte sprake van een lagere temperatuur ten opzichte van het oppervlak bij een voldoende hoog zuurstofgehalte.

Samenvattend geven de veldmetingen aan dat de zomerstratificatie van diepe plassen (> 15 m diepte) resulteert in een relatief koele midden zone (ca 8 – 12 m diepte) waar de watertemperatuur in de zomer enkele °C lager is ten opzichte van het wateroppervlak terwijl er voldoende zuurstof aanwezig is voor respiratie. Koudeminnende vissen kunnen deze koele midden zone van diepe plassen tijdens warme zomers gebruiken als thermorefugium. In ondiepere plassen lijkt het optreden van een koele midden zone veel minder frequent op te treden.

Tabel 5. *Overzicht van het al dan niet optreden van een koele midden zone met voldoende zuurstof voor respiratie van vissen in plassen dieper dan 15 m en ondieper dan 15 m. Plassen betreffen locaties die tijdens nazomer of beginnende herfst in de quickscanfase van dit onderzoek zijn gemeten (2019) of tijdens de uitgebreide veldmeting (2020). Op basis van het temperatuur- en zuurstofverloop in relatie tot waterdiepte is de oppervlakte temperatuur weergegeven en de maximale diepte in combinatie met watertemperatuur waar nog voldoende zuurstof aanwezig is voor respiratie (zuurstof verzadiging van ca, 60%). Per plas is aangegeven of er sprake is van een koelend effect 'koeling door stratificatie' of geen eenduidig effect '—'.*

Table 5. *Overview of whether or not a cool central zone with sufficient oxygen for fish respiration occurs in lakes deeper than > 15 m deep) and lakes shallower than 15 m. Lakes concern locations measured during late summer or early autumn in the quickscan of this study (2019) or during the extended field measurement (2020). Based on the temperature and oxygen curves in relation to water depth, the surface temperature is shown and the maximum depth in combination with water temperature where sufficient oxygen is still present for respiration (oxygen saturation of approx. 60%). For each lake it is indicated whether there is a cooling effect 'koeling door stratificatie' or no effect '-'.*

Plassen dieper dan 15 m:	Datum:	Max. diepte (m):	Temperatuur aan opp. (°C):	Max. diepte voldoende O_2 (m):	Temperatuur op O_2 tolerantie diepte (°C):	Aangetakt	Ver-ondiept	Effect op watertemperatuur:
De Put - Middelwaard	14-9-2020	20	19.1	12	10.7	Nee	Nee	koeling door stratificatie
De Put - Middelwaard	3-9-2018	20	20.6	10	11.1	Nee	Nee	koeling door stratificatie
Hedelse Bovenwaard	21-9-2020	33	19.0	11	10.5	Ja	Nee	koeling door stratificatie
Redichemse waard	29-9-2020	28	16.8	11	15.8	Ja	Nee	koeling door stratificatie
Redichemse waard	9-10-2019	28	14.1	13	12.8	Ja	Nee	koeling door stratificatie
Oolderplas	7-10-2019	26	17.9	10	14.9	Ja	Nee	koeling door stratificatie
Neswaarden	8-9-2019	27	21.9	15	9.0	Ja	Nee	koeling door stratificatie
Vonkerplas	30-9-2018	25	22.3	14	7.9	Nee	Nee	koeling door stratificatie
Hondswaard	6-9-2018	20	18.5	9	8.9	Ja	Nee	koeling door stratificatie
Plassen ondieper dan 15 m:								
Gamerense waard	5-10-2020	9	15.1	8	15.2	Ja	Ja	--
Kil van Hurwenen	18-9-2019	12	18.7	11	18.7	Ja	Ja	--
Verburgstkolk	25-9-2019	5	16.7	5	16.7	Nee	Nee	--
Plas bij Ochten	25-9-2019	12	17.4	7	17.7	Ja	Nee	--
Rammelwaard	3-10-2019	11	15.5	3	15.4	Ja	Nee	--
Schroevendaalse plas	28-9-2020	10	15.7	10	10.3	Ja	Nee	koeling, geen stratificatie
Dilkensplas	7-10-2019	13	14.1	8	10.2	Nee	Nee	koeling door stratificatie
Plas van Bruil	17-10-2019	8	14.5	8	14.0	Nee	Nee	--
Put van Schoonhoven	1-11-2019	13	11.0	11	11.0	Nee	Ja	--

6.6 Vogels

In het veld werden vogels niet kwantitatief meegenomen. Daarom is voor de analyse van de vogels een selectie gemaakt van 32 telgebieden (Tabel 4) uit het Meetnet Watervogels die voor een groot deel bestaan uit uiterwaardplassen (zie details in paragraaf 5.4). De telgegevens werden geanalyseerd in relatie tot de bekende maximale diepte van de plassen. Het gaat hierbij nadrukkelijk om grotendeels andere plassen dan de plassen die geanalyseerd zijn tijdens veldwerk van de andere onderdelen.

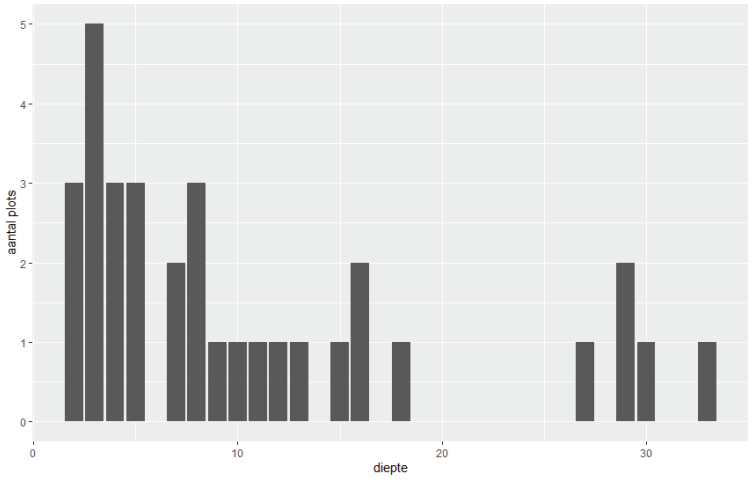
We hebben het percentage individuen per telling per soort gekwantificeerd per diepte, zodat we een verdeling kregen van het aantal vogels per diepte (Figuur 44). Let op dat niet voor elke diepte plassen beschikbaar waren voor analyse en dat in het bijzonder van de diepere plassen (>12 m) minder plassen beschikbaar waren (Figuur 45).



Figuur 44. *Verdeling van het percentage vogels per soort per diepte. Let op dat niet elke diepteklasse gelijk is bemonsterd.*

Figure 44. *Distribution of the percentage of birds per species per depth. Note that not every depth class has been sampled equally.*

De aantalsverdeling van de meeste soorten verschilt voor veel soorten niet wezenlijk tussen diep en ondiep water (bijv. brandgans, kokmeeuw, meerkoet, tafeleend, grutto). Waar dat wel het geval lijkt (bijv. grauwe gans, kievit, wilde eend) kan dit mogelijk ook komen doordat diepere plassen minder goed vertegenwoordigd waren in de steekproef (Figuur 45), waardoor de kans op hoge aantallen vogels ook kleiner wordt. Visetende soorten van diepere wateren (bijv. aalscholver, brilduiker, fuut, grote zaagbek) vertonen weinig differentiatie tussen diep en ondiep water, terwijl de wulp en grutto, soorten van oevers, juist in sommige gevallen talrijker zijn in diepere plassen. Dit laatste kan ook komen doordat er andere factoren (bijv. aanwezigheid slikoevers) een grotere rol spelen dan de diepte van de plas.



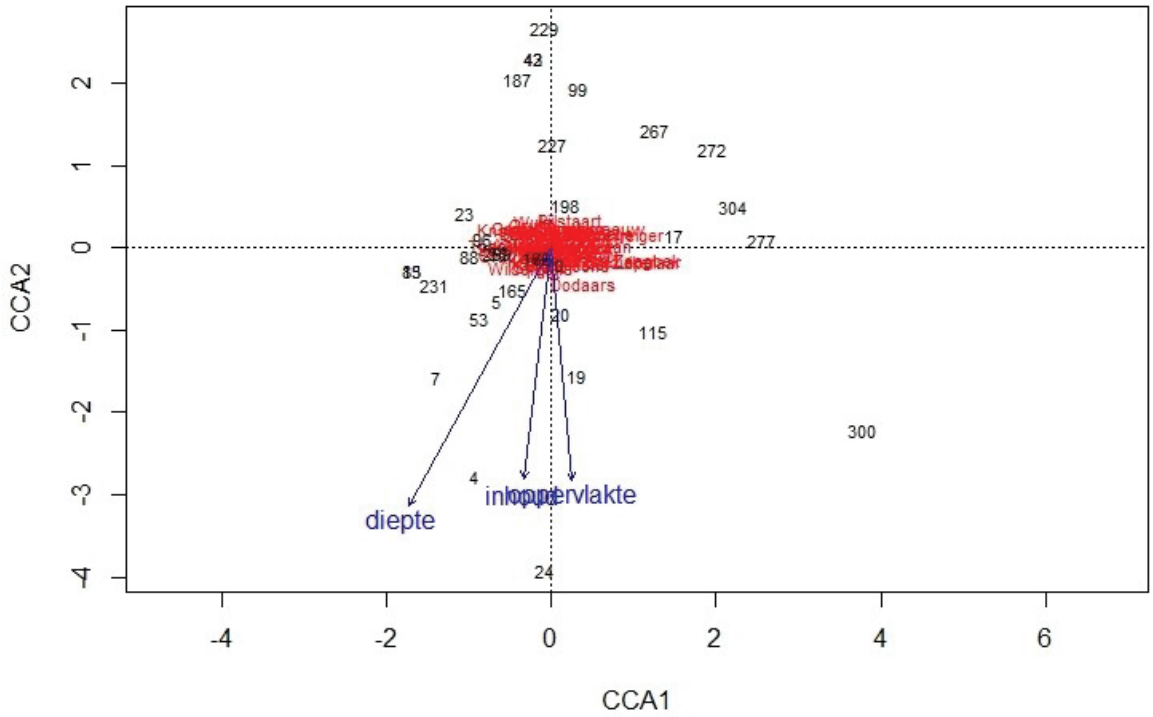
Figuur 45. *Verdeling van het aantal bemonsterde plots per diepte (m).*
Figure 45. *Distribution of the number of sampled plots per depth (m).*

6.6.1 Belang van diepte voor vogels

Om het belang van diepte voor het voorkomen van vogels te kwantificeren en af te zetten tegen andere van belang zijnde fysieke karakteristieken van een plas (inhoud, oppervlakte) werd een Canonical Correspondence Analysis uitgevoerd (Figuur 46 en Figuur 47). Deze analyse laat de variatie in het voorkomen van vogels zien en correleert deze variatie aan omgevingsfactoren. De factoren diepte, inhoud en oppervlakte wijzen in Figuur 46 allen in dezelfde richting, wat er op duidt dat de drie enigszins gecorreleerd zijn aan elkaar. De soorten zijn in het diagram geclusterd, wat er op wijst dat geen van de soorten een sterke correlatie heeft met een van de drie factoren. In Figuur 47 is ingezoomd op de soorten. De drie gemeten factoren verklaren tesamen ongeveer 11% van de variatie in aantallen vogels, hetgeen relatief weinig is. CCA as 1 verklaart 6% van deze variatie, en CCA as 2 verklaart 3%.

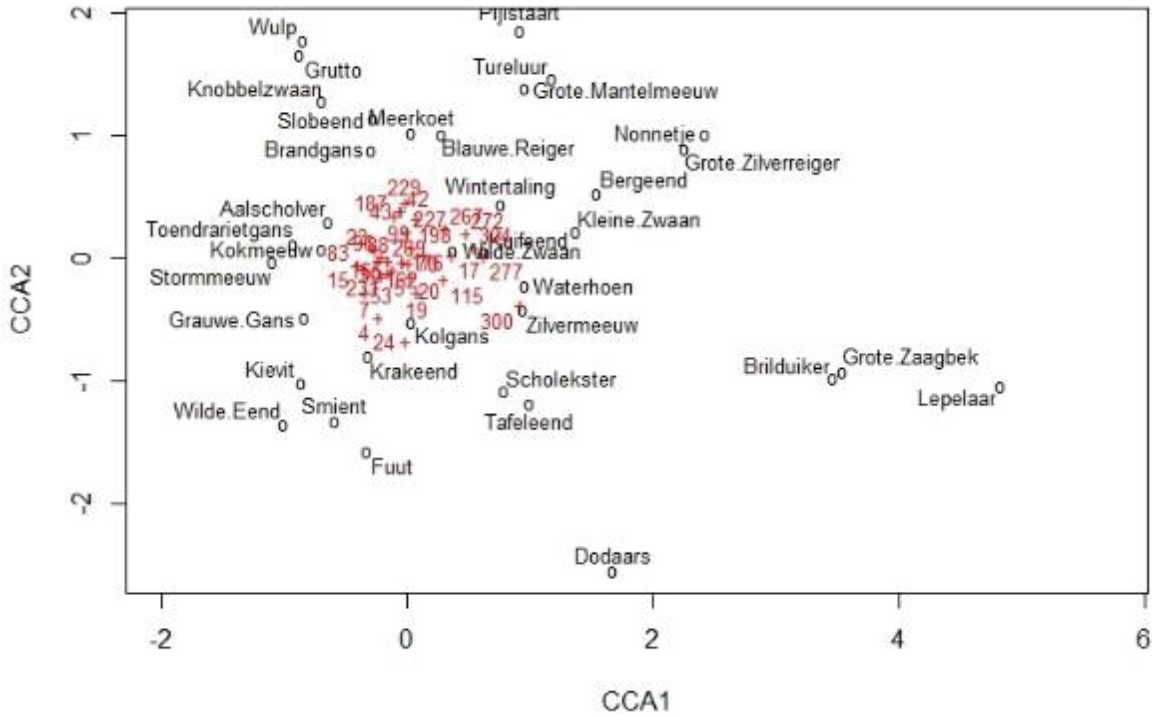
Samenvattend zou gezegd kunnen worden dat de belangrijkste informatie die het voorkomen van de soorten verklaart niet is gemeten en dat factoren anders dan diepte, inhoud of oppervlakte van een plas een grotere rol spelen. Welke dit zijn kan alleen blijken uit nadere analyse en is soort-specifiek, maar te denken valt aan voedselbeschikbaarheid, nestgelegenheid, de aan/afwezigheid van slikranden, de aan/afwezigheid van eilandjes, etc.

Het is mogelijk dat bijvoorbeeld helderheid of nutriëntenbelasting een effect heeft op het voorkomen van soorten of op de aantallen vogels, maar door de relatief kleine steekproef van onderzochte plassen kunnen er op dit moment geen statistisch onderbouwde uitspraken worden gedaan over een verband tussen deze variabelen in de bemonsterde plassen en het voorkomen van vogels. We verwachten echter dat een grotere helderheid een positief effect heeft op vooral de visetende soorten, en dat meer plantengroei een groter effect heeft op herbivore soorten en (secundair) benthoseters. In het geval van deze studie zou dit betekenen dat de diepere plassen aantrekkelijk zijn voor zowel piscivoren als herbivoren.



Figuur 46. *Eerste en tweede as van de Canonical Correspondence Analysis tegen elkaar uitgezet, met daarin de mate van invloed en richting van de drie meegenomen omgevingsfactoren.*

Figure 46. *First and second axis of the Canonical Correspondence Analysis plotted against each other, showing the degree of influence and direction of the three environmental factors included.*



Figuur 47. *Eerste en tweede as van de Canonical Correspondence Analysis tegen elkaar uitgezet. Ingezoomd op de vogelsoorten. Zie Figuur 46 voor de hele plot.*

Figure 47. *First and second axis of the Canonical Correspondence Analysis plotted against each other. Zoomed in on the bird species. See Figuur 46 for the whole plot.*

6.7 Synthese veldonderzoek

Voor aanvang van deze studie werden diverse kennishiaten, met betrekking tot de rol en het functioneren van buitendijkse diepe uiterwaardplassen, gesignaleerd. In deze synthese komen we kort terug op de probleemstelling en het doel van dit onderzoek. Vervolgens zetten we uiteen welke kennis deze veldstudie heeft opgeleverd en hoe zich dit verhoudt tot de vraagstelling.

6.7.1 Probleemstelling

Het OBN Deskundigen Team Rivierenlandschap heeft bij aanvang van de studie de onderstaande probleemstelling geformuleerd.

Ecologisch onderzoek aan rivieren richt zich meestal op de stromende delen: de hoofdstroom of de nevengeulen. De kennis over de ecologische rol van diepe uiterwaardplassen is nog zeer beperkt. Ze zijn meestal door mensenhand ontstaan (zand-, klei of grindwinning), waardoor een geschikt referentiebeeld ontbreekt. Deze kennis is juist nu nodig omdat er veel initiatieven zijn om diepe plassen in uiterwaarden te verondiepen, meestal als specieberging in combinatie met natuurontwikkeling. Voor terreinbeheerders biedt dit een mogelijkheid om met gesloten beurs natuur te ontwikkelen. Voor een goede invulling ontbreekt echter nog de nodige kennis van het ecologisch functioneren van deze plassen. Zo heeft Staatsbosbeheer bijvoorbeeld meer dan 50 diepe plassen in beheer en veel aanvragen voor het storten van slib, maar geen ecologische criteria voor handen om hier een goede afweging in te maken. Voor macrofauna en waterplanten lijkt ondiep water beter, maar waterstandfluctuaties en windwerking kunnen de groei van waterplanten in ondiepe wateren juist ook belemmeren. Diepe plassen die in open verbinding staan met de rivier, hebben ook een belangrijke functie als winterschuilgebied voor vis, een habitat dat door de normalisatie van de rivieren uit het zomerbed verdwenen is. Veel diepe plassen zijn heel helder en kunnen groeiplaats vormen voor zeldzame kranswieren. Het verondiepen van plassen moet dan ook zorgvuldig afgewogen en ontworpen worden. Wanneer levert het meerwaarde en wanneer is het beter de bestaande natuurwaarden te koesteren?

6.7.2 Beleidscontext

Uiterwaardplassen maken onderdeel uit van het rivierecosysteem. Herinrichting van plassen kan een bijdrage leveren aan de Natura 2000 doelstellingen, bijvoorbeeld voor meren met krabbenscheer en fonteinkruiden (H3150) of slikkige rivieroevers (H3270), waaronder overigens ook de zandige rivieroevers vallen. Voorwaarde is dat hierbij de juiste condities voor deze habitattypen gecreëerd worden. Ook voor de KRW is de relevantie groot: de verondieping van plassen wordt in verschillende riviertakken als KRW-maatregel toegepast. Over de effectiviteit van de maatregel is echter weinig bekend. Omdat de KRW doelen voor vis en macrofauna onder druk staan, is het urgent om snel meer inzicht te krijgen in het effect van het opvullen van diepe plassen. Als ecosysteemdienst is vooral het bergen van grond en baggerspecie relevant. Hier is momenteel een sterk groeiende markt voor, zowel vanuit het binnen- als buitenland. De kwaliteitseisen en overige voorwaarden waaraan voldaan moet worden zijn nauwkeurig omschreven. Wat de ecologische impact is, is echter nauwelijks onderzocht.

Doel van het onderzoek is het nut en de risico's van het verondiepen en al dan niet aantakken van diepe uiterwaardplassen in beeld te brengen, en hier een afwegingskader bij te geven met aanbevelingen voor toetsings- en ontwerpcriteria. De beheerders van diepe plassen in uiterwaarden hebben behoefte aan meer inzicht in het ecologisch functioneren van diepe plassen en de invloed van eventuele verondieping daarop. Daarbij gaat het om vissen, vogels, water- en oeverplanten, macrofauna en algen. Tot welke diepte en voor welke soorten en soortengroepen heeft een plas een functie, hoe werkt de temperatuurspronglaag en de daarmee verband houdende zuurstofhuishouding? Het is daarbij belangrijk inzicht te krijgen in de effecten van ingrepen: welke veranderingen brengt aantakken met zich mee, wat doet verondieping met al deze factoren. Maar ook, hoe dik moet de leeflaag zijn, blijft die liggen bij hoogwater? Herinrichting van plassen

(specieberging) is een potentiële inkomstenbron voor de terreinbeheerders, maar is alleen toegestaan als het nuttig gebruik is, dat wil zeggen dat er ecologische meerwaarde moet zijn. Die ecologische meerwaarde wordt nu op basis van theoretische beschouwingen ingeschat. Doel van het onderzoek is dat met meer monitoring te onderbouwen en duidelijke voorwaarden te kunnen stellen (verondiepen: wanneer niet, wanneer wel en hoe dan?).
(Uit: Opdrachtomschrijving OBN-2018-99-RI Diepe uiterwaardplassen: verondiepen of niet? Visie vanuit ecologisch perspectief).

6.7.3 Bevindingen uit het veldonderzoek

Het veldonderzoek werd uitgevoerd in 6 van de enkele honderden verschillende buitendijkse uiterwaardplassen die er in Nederland zijn (Tabel 6). Dit gegeven is van groot belang bij het interpreteren en het eventueel extrapoleren van de resultaten naar andere locaties en situaties. Een ander relevant gegeven betreft de opzet van het 'vergelijkend' onderzoek naar zowel diepe als verondiepte plassen. Om de effecten van verondieping van een diepe buitendijkse plas te onderzoeken zou bij voorkeur (uitgebreid) onderzoek moeten worden gedaan naar de situatie voor en de situatie na verondieping in dezelfde plas (op diverse tijdstippen). Dit was in dit onderzoek echter niet mogelijk, waardoor de factor ontwikkeling door de tijd van een 'nieuw ecosysteem' niet is meegenomen. Om de vragen over de ecologische kwaliteit van diepe en verondiepte buitendijkse plassen en de effecten van verondieping op de ecologie te kunnen beantwoorden zijn 6 plassen op verschillende locaties en met verschillende kenmerken met elkaar vergeleken.

Tabel 6. *Onderzochte diepe en verondiepte buitendijkse plassen van dit OBN-onderzoek.*
Table 6. *Studied deep and shallowed outer dike lakes of this OBN study.*

	Naam plas	**Locatie (nabij stad/dorp)**	**Riviertraject**	**Aangetakt (ja/nee)**	**Verondiept (ja/nee)**
1	Veenoordkolk	Deventer	Zuidelijke IJssel	Ja	Ja
2	De Put Middelwaard	Vianen	Getijdenlek	Nee	Nee
3	Redichemse Waard	Culumborg	Lek (gestuwd)	Ja	Nee
4	Gamerensche Waard	Zaltbommel	Waal	Ja	Ja
5	Hedelse Bovenwaard	Den Bosch	Getijdenmaas	Ja	Nee
6	Schroevendaalse plas	Maaseik – Echt	Grensmaas	Ja	Nee

Stratificatie

In de vraag- of probleemstelling wordt beschreven dat niet duidelijk is wat de betekenis van stratificatie in buitendijkse diepe plassen is voor de ecologie. Vooraf was ook onduidelijk of de rivierinvloed zo groot zou zijn dat stratificatie niet zou (kunnen) optreden. Uit het veldonderzoek - zowel de quickscan als het daaropvolgend veldonderzoek – blijkt nu heel duidelijk dat buitendijkse diepe plassen stratificeren. Nog belangrijker is de bevinding dat zowel de aangetakte als de niet-aangetakte diepe plassen stratificeren. De spronglaag lijkt hierbij in de buitendijkse plassen dieper te liggen dan in eerder onderzochte binnendijkse plassen (Seelen et al., 2021).

In de onderzochte verondiepte plassen bleek stratificatie niet of nauwelijks op te treden. De stratificatie in diepe buitendijkse plassen leidt tot een situatie waarbij verschillen in waterkwaliteit tussen epi- en hypolimnion ontstaan of deze nu aangetakt zijn aan de rivier of niet. In de winter zijn de plassen niet meer gestratificeerd. In het hypolimnion worden in de zomer vergelijkbare concentraties aan stoffen/ionen gemeten als in de winterperiode. Dit betekent dat de waterkwaliteit van de plas voor het begin van de stratificatie, als het ware gevangen of bevroren wordt in het hypolimnion. In de onderzochte verondiepte plassen is dit fenomeen niet aangetroffen. In het epilimnion bepaalt het in- en uitstromende rivierwater de waterkwaliteit in belangrijk mate, naast processen als primaire productie en afbraak.

Bodemkwaliteit
In het veldonderzoek werden duidelijke verschillen in bodemsamenstelling tussen en binnen de locaties gevonden, een en ander afhankelijk van het stroomgebied (welke rivier/geologische oorsprong). De afdeklaag of leeflaag van de verondiepte locaties bleek niet op alle monsterlocaties arm aan nutriënten te zijn. Verder blijkt dat zoals verwacht de (slib)deeltjes (lutum) met name in de diepste delen bezinken. Daardoor is de nutriëntenrijkdom van de bodem in de diepere delen hoger dan in de ondiepere delen. De beschikbaarheid van fosfor blijkt variabel. Een hoog fosforgehalte van het slib betekent niet persé ook een hoge beschikbaarheid van fosfor in de waterbodem. Het zuurstofgehalte nabij de waterbodem was laag in de diepe delen in de zomer, desondanks leidt dit niet persé tot een hoge nalevering van fosfor. Nitraat zou in deze plassen (als alternatieve elektronenacceptor) kunnen leiden tot oxidatie van ijzer(verbindingen) waardoor de nalevering van fosfor wordt beperkt.

Geohydrologie
Een belangrijke vraag die in dit onderzoek gesteld kan worden, maar niet nader onderzocht is betreft de invloed van kwel of feitelijk het gehele (geo)hydrologisch functioneren. Uit de waterkwaliteitsgegevens is overigens niet direct een grote invloed van kwel op te maken, zoals in andere door kwel gevoede systemen kan worden waargenomen. Mogelijk speelt het grote watervolume van de plassen hier ook een rol in.

Waterkwaliteit
In de zomermetingen (inclusief quickscans) werden geen significante verschillen waargenomen tussen verondiepte en niet verondiepte plassen, maar wel tussen de aangetakte en geïsoleerde plas(sen). Aangetakte plassen hadden een hogere P-concentratie in de bovenste waterlaag dan de geïsoleerde plassen. Dat de waterkwaliteit van de natte elementen in het stroomgebied van een rivier onderling sterk van elkaar kunnen verschillen was reeds bekend uit andere onderzoeken. Ook in dit onderzoek wordt dit beeld bevestigd. Hierbij moet worden opgemerkt dat er niet tijdens hoogwater is gemeten en onduidelijk is hoe de waterkwaliteit dan verandert, hoe lang het effect van een hoogwater op de waterkwaliteit aanhoudt en wat de invloed van eventueel grondwatertoevoer is.

Lichtklimaat
De onderzochte diepe buitendijkse plassen hebben voor waterplanten een beter lichtklimaat, dan de ondiepe plassen. In de diepe plassen is het potentieel begroeibaar areaal voor waterplanten groter dan in de verondiepte waterplassen. In tegenstelling tot de diepe plassen, werden in de verondiepte plassen dan ook geen tot zeer weinig waterplanten aangetroffen. De onderzochte plassen in de uiterwaarden kenmerkten zich door een lage productiviteit van algen, waarbij in ondiepe plassen de algendichtheid, en in het bijzonder de blauwalgendichtheid hoger lag dan in diepe plassen. Het beperkte lichtklimaat lijkt dan ook vooral door gesuspendeerde deeltjes (zwevend stof) te worden veroorzaakt. Verondieping leidt dus niet noodzakelijkerwijs tot een verbetering van de milieucondities voor ondergedoken waterplanten.

Waterplanten
In de onderzochte diepe plassen worden meer soorten en grotere hoeveelheden waterplanten aangetroffen dan in de verondiepte plassen. Het zijn wel vaak wat algemenere (eutrafente) soorten, hetgeen samenhangt met de voedselrijkdom van de bodems, maar op 1 locatie werden ook kranswieren aangetroffen. De onderzochte diepe uiterwaardenplassen hebben in tegenstelling tot sommige oude binnendijkse zandwinputten vaak een meer glooiende oever, waardoor waterplanten zich wellicht makkelijker kunnen vestigen. Herprofilering van de diepe buitendijkse plassen lijkt dan ook niet altijd noodzakelijk te zijn.

Vissen
Alle onderzochte plassen vertoonden een diverse visgemeenschap, gedomineerd door aantallen baars en blankvoorn. In de zomer van 2020 lag de nadruk op het vaststellen van de aanwezigheid van juveniele vissen in de ondiepe oeverzones van de plassen. Over het algemeen was de totale productie van juvenielen van alle plassen hoog, aanzienlijk hoger dan de oeverzone van de nabijgelegen rivier.

Er is geen duidelijke relatie te leggen tussen de totale productie van juveniele vissen en de diepte van de plas. Waarschijnlijk spelen andere kenmerken van een plas zoals connectiviteit met de rivier en het areaal glooiende oever in combinatie met de aanwezigheid van waterplanten een belangrijkere rol dan de maximale diepte van de plas.

Uit het eDNA onderzoek blijkt de totale soortenrijkdom vissen wel sterk te variëren tussen de plassen. De Schroevendaalse plas, Gamerense Waard en Hedelse Bovenwaard hadden een twee tot drie maal hogere totale soortenrijkdom dan de Veenoordkolk, Redichemse Waard en De Put. De Redichemse Waard en De Put liggen in het stroomgebied van de gestuwde Lek. Het lage aantal soorten in beide plassen is waarschijnlijk meer te relateren aan het gestuwde karakter van dit riviertraject (en daardoor minder soortenrijk dan stromende riviertrajecten) dan aan de diepte van de plas.

Het belang van connectiviteit van een plas aan een rivier lijkt bij de, soortenarme (zonder rheofiele vissoorten) onaangetake plas De Put duidelijk zichtbaar. In de aangetakte plassen verschilt het aantal soorten voor zowel de limnofiele als rheofiele met de rivieren nauwelijks. Daarentegen zijn er gemiddeld hogere dichtheden in de plassen aangetroffen. Waarschijnlijk fungeren aangetakte plassen als belangrijk (opgroei)habitat voor (rheofiele) vissoorten die vanuit de rivier naar de plas trekken en gebruik maken van de relatief hoge productiviteit en veelal structuurrijke oever als schuilrefugium.

In de Hedelse Bovenwaard (diepe plas) en Gamerense Waard (ondiepe plas) werden in de winter duidelijke concentraties vis op grotere diepte aangetroffen. In de Hedelse Bovenwaard lag deze piek rond de 14 m, in de Gamerense Waard rond de 4 m. Dit duidt op winterclustering, dat kan optreden in zowel diepe als ondiepe plassen. Indien de plas aangetakt is met de rivier kan de waarde als overwinteringsgebied voor vissen regionaal groot zijn. Diepe plassen hebben hierbij waarschijnlijk een meer constante temperatuurgradiënt dan ondiepe plassen.

De veldmetingen lagen zien dat de zomerstratificatie van diepe plassen (> 15 m diepte) resulteert in een relatief koele midden zone (ca 8 – 12 m diepte) waar de watertemperatuur in de zomer enkele °C lager is ten opzichte van het wateroppervlak terwijl er nog steeds voldoende zuurstof aanwezig is voor respiratie. Koude-minnende vissen kunnen deze koele midden zone van diepe plassen tijdens warme zomers gebruiken als thermorefugium. In ondiepere plassen lijkt het optreden van een koele midden zone veel minder frequent op te treden. Behoud van diepe plassen met een koele midden zone die voldoende zuurstof herbergt (bij voorkeur in open verbinding met de rivier), is daarmee een mogelijke kans om negatieve klimaateffecten in het rivierengebied te mitigeren. In twee (van de drie) plassen is houting als koude-minnende soort alleen in de winterperiode aangetroffen. Dit was in verondiepte plassen die mogelijk in de zomer te warm en voor houting ongeschikt zijn geworden. De plassen dienen mogelijk als paai- en opgroeihabitat voor deze soort.

Vogels
In het veldonderzoek zijn vogels niet kwantitatief meegenomen, maar is er een data-analyse gedaan op bestaande gegevens. De aantalsverdeling van de meeste soorten verschilt voor veel soorten niet wezenlijk tussen diep en ondiep water.

De belangrijkste informatie die het voorkomen van de soorten verklaart is niet gemeten en het is daarom waarschijnlijk dat factoren anders dan diepte, inhoud of oppervlakte van een plas een grotere rol spelen. Welke dit zijn kan alleen blijken uit nadere analyse, maar te denken valt aan voedselbeschikbaarheid, nestgelegenheid, de aan/afwezigheid van slikranden, de aan/afwezigheid van eilandjes, etc. Bij de bestudeerde plassen zijn vooral verschillen aangetroffen in helderheid (bijvoorbeeld gekwantificeerd door middel van Secchi diepte) en in de hoeveelheid waterplanten. Beide factoren hebben een positief effect op het voorkomen van visetende respectievelijk plantetende vogels. Er kan een trade-off effect bestaan, waarbij andere soorten (bijv. zangvogels, benthoseters) het in dergelijke wateren juist minder goed doen.

6.7.4 Conclusies

Verondiepingen van diepe uiterwaardplassen wordenen uitgevoerd als 'nuttige toepassing van bagger of grond' (Besluit Bodemkwaliteit). Hoe nuttig is verondiepen voor soorten gebleken in het uitgevoerde (veld)onderzoek? Voor het voorkomen van bepaalde vogelsoorten lijkt het niet direct uit te maken. Andere factoren dan diepte, inhoud of oppervlakte (zoals begroeiing rond de plas, aanwezigheid oevers, nest- en rustgelegenheid) lijken belangrijker te zijn. Bij de in het veld onderzochte plassen hadden de diepere plassen meer waterplanten en waren de plassen van een grotere helderheid. Dit kan een positief effect kan hebben op bepaalde groepen vogels (viseters, herbivoren), maar het kan voor andere soorten wellicht negatief zijn. Voor vissen zijn ondiepe zones van belang in verband met aanwezigheid van waterplanten (schuilen, paaien). Deze worden echter ook in de diepe plassen gevonden, waardoor er uiteindelijk geen onderscheid kon worden gemaakt. De fysisch-chemische waterkwaliteit (chemie, licht) en daaraan gerelateerd het voorkomen van waterplanten lijkt op basis van dit onderzoek niet zeer verschillend tussen diepe en verondiepte plassen (chemie) of juist in de diepere plassen beter te zijn (m.n. licht en waterplanten). Het proces van stratificatie, maar ook het veel grotere volume van diepe plassen vergeleken met ondiepe plassen speelt hierbij een zeer belangrijke rol.

In dit onderzoek werden zes plassen, waarvan twee verondiepte plassen onderzocht (waarvan de verondieping sinds enkele jaren afgerond was). Conclusies ten opzichte van de ondiepe plassen blijken echter wel vergelijkbaar met resultaten van uiterwaardplassen in eerder onderzoek (zie hoofdstuk 3) van van Geest (2005). Uit dat onderzoek blijkt dat ondergedoken waterplanten niet tot nauwelijks tot ontwikkeling komen in grotere plassen (>1 a 2 ha). Verondieping van een 'grote diepe plas ' naar een 'even grote ondiepe plas' zal daarom naar verwachting weinig ecologische winst opleveren, omdat ondergedoken waterplanten in dergelijke grote ondiepe plassen vrijwel achterwege blijven. Behalve de diepte van de plas is ook het plasoppervlak van belang. Hierbij geldt als aanname dat de ontwikkelingen in verondiepte plassen gelijk zullen zijn aan soortgelijke plassen die altijd ondiep zijn geweest. Tijdens overstromingen wordt ook regelmatig riviersediment afgezet op de bodems van de plas. Hierom zullen eventuele verschillen tussen 'verondiepte' versus 'ondiepe' plassen op termijn naar verwachting verdwijnen.

Deel 3: Handelingsperspectief

7. Handelingsperspectief

In de probleem- en vraagstelling van dit onderzoek werd de behoefte uitgesproken voor een afwegingskader – opgesteld vanuit een ecologisch perspectief. Een dergelijk afwegingskader is voor beheerders en beleidsmakers gewenst om in te kunnen schatten in welke situaties verondieping van een diepe uiterwaardplas tot een verhoging van de ecologische waarden leidt. Uit de resultaten van dit ecologisch onderzoek blijkt dat de ecologische kwaliteit van diepe plassen niet per definitie slechter is dan verondiepte plassen. De waterkwaliteit in diepe uiterwaardplassen is in verschillende opzichten regelmatig beter dan in de onderzochte verondiepte plassen. Verondieping zou daarom averechts kunnen werken. Uit het onderzoek blijkt bijvoorbeeld dat bij verondieping het lichtklimaat kan verslechteren, waarmee de kans op succesvolle vestiging van ondergedoken waterplanten beperkt wordt. Waterplanten zijn op hun beurt cruciaal voor de duurzame vestiging van een breed scala aan macrofauna en bepaalde vissoorten, waaronder N2000 en KRW doelsoorten.

Het onderzoek werd uitgevoerd in 6 plassen en werd voorafgegaan door een quickscan van 24 plassen. Op basis van de resultaten uit de onderzochte 6 plassen en waar van toepassing ondersteund door resultaten uit de quickscan en de literatuurstudie lijkt het geheel verondiepen van grote, ondiepe plassen geen of nauwelijks ecologische meerwaarde te hebben ten opzichte van de huidige ecologische waterkwaliteit van diepe plassen. Eventuele andere inrichtingsvarianten, zoals het lokaal verondiepen van de oeverzone of het creëren van meerdere kleinere wateren (<1-2 ha) in een moerasachtig systeem kunnen mogelijk wel een meerwaarde bieden, maar deze varianten zijn in dit onderzoek niet onderzocht.

Hoe verhouden de resultaten van deze studie zich tot de wens voor een afwegingskader? Als er opties of scenario's zijn die leiden tot verschillende uitkomsten is een afwegingskader nuttig. Als er geen duidelijk verschillende uitkomsten zijn, is dit echter niet zinvol. Alle keuzes leiden immers tot hetzelfde resultaat. In overleg met alle betrokkenen bij deze studie is daarom gekozen voor het opstellen van een handelingsperspectief in plaats van een afwegingskader.

Bij ieder initiatief voor verondieping van diepe uiterwaardplassen is het in de eerste plaats van belang scherp te formuleren welk doel men wil bereiken met de verondieping. Of deze doelstelling 1) wenselijk en 2) haalbaar is moet worden getoetst aan het vigerend beleid en worden ingeschat aan de hand van verschillende kenmerken van de betreffende plas. De volgende vragen zijn hierbij relevant:

1. Wat zijn de opgaves ten aanzien van natuur- of waterkwaliteit (m.n. Natura2000, Europese Kaderrichtlijn Water) in het betreffende gebied?
2. Wat is de huidige ecologische kwaliteit van de diepe uiterwaardplas?
3. Kan er met verondieping en/of herinrichting een betere invulling worden gegeven aan deze ecologische opgaves?
4. Indien er geen ecologische kwaliteitsverbetering wordt verwacht zijn er andere argumenten/doelen om verondieping op deze specifieke locatie na te streven?
5. Gaat het alleen om natuurwaarden van diepe plassen, zoals recreatie (o.a. zwemmen, pleziervaart, landschap of optimalisatie van de regionale geohydrologie)?

Opgaves natuur- en waterkwaliteit (1)
Op dit moment worden verondiepingsprojecten regelmatig (gelijktijdig) uitgevoerd als KRW-maatregelen. Met de KRW hebben de lidstaten van de EU zich verplicht om de kwaliteit van oppervlaktewateren niet verder achteruit te laten gaan, maar juist te verbeteren. De KRW is vertaald in concrete doelen voor wateren en methoden om de verschillende wateren te kunnen

beoordelen. Verschillende grote rivieren met uiterwaardplassen zoals Maas, Rijn, Waal en IJssel vallen onder het KRW-type R7: Langzaam stromende rivier/nevengeul op zand/klei. Daarnaast bestaan er voor andere riviersystemen nog enkele andere R-typen. De vraag of verondieping van een diepe uiterwaardplas kan bijdragen aan het bereiken van een betere waterkwaliteit of hogere KRW-score (EKR = ecologische kwaliteits ratio) wordt beoordeeld vanuit de opgaves die er in dat gebied zijn voor het type R7. Voorbeeld: er kan een opgave zijn voor het realiseren van meer areaal aan ondergedoken waterplanten en de daaraan gekoppelde soorten en functies zoals paai- en opgroeigebieden vis.

In een riviergebied kunnen ook nog andere natuurdoelen en opgaves van toepassing zijn zoals voor het Nederlandse Natuur Netwerk (NNN) of voor Natura2000. Het verondiepen en/of herinrichten van een diepe uiterwaardplas tot een moeras of tot kleinere (1-2ha) ondiepe plassen kan invulling geven aan opgaves vanuit Natura2000. In verondiepte plassen en moerasgebieden kunnen bijvoorbeeld begroeiingen met glanzig fonteinkruid en gewoon blaasjeskruid (habitattype H3150) voorkomen. Wanneer dergelijke plassen grote peilfluctuaties kennen, met periodiek uitdrogende bodem, kunnen ook zeldzamere glanswieren voorkomen (habitattype H3140). Dergelijke kleine en soms tijdelijke plassen en moerasgebieden kunnen een belangrijke rol spelen als habitat voor binnen de Vogelrichtlijn extra aandacht vragende vogelsoorten (b.v. grote karekiet, roerdomp, zwarte stern) en onderdeel uitmaken van de natte ecologische hoofdstructuur van Nederland.

Huidige ecologische kwaliteit (2)
Om te kunnen beoordelen of met verondieping van diepe uiterwaardplassen in ecologisch opzicht een meerwaarde kan worden gecreëerd moet de huidige situatie onderzocht en beoordeeld worden. Voor aanvang van deze OBN-studie was nog onvoldoende duidelijk wat de waterkwaliteit in diepe uiterwaardplassen en verondiepte plassen is en welke soorten erin voorkomen. Vaak werd een verwachting geschetst van diepe uiterwaardplassen met weinig ecologische waarden. In dit onderzoek is bestaande kennis over diepe plassen bijeengebracht en nieuwe kennis verzameld door veldonderzoek. Hieruit blijkt dat diepe plassen net zo goed of soms in hogere mate een habitat kunnen vormen voor verschillende soorten in vergelijking met verondiepte (veldonderzoek) en ook bepaalde ondiepe plassen (literatuurstudie). Het beeld van diepe putten waar nauwelijks soorten in voorkomen en waar door verondieping altijd wat aan te verbeteren valt (Grondbank GMG, 2018) is als vertrekpunt dan ook niet houdbaar. Welke waterkwaliteit een diepe uiterwaardplas heeft, welke soorten er voorkomen en welke ecologische functies een diepe plas vervult kan – zoals deze OBN studie laat zien - alleen door gedegen vooronderzoek worden vastgesteld. In dit rapport worden verschillende meet- en analysemethoden beschreven die hiervoor kunnen worden ingezet.

Verwachting doelrealisatie (3)
Of er sprake kan zijn van kwaliteitsverbetering van de diepe uiterwaardplas is afhankelijk van de opgaves of natuurdoelen die in het specifieke gebied bestaan, de huidige kwaliteit en knelpunten die er zijn. Om de huidige kwaliteit te beoordelen of te waarderen en een inschatting te maken van de doelrealisatie zijn verschillende methoden of tools beschikbaar. In de eerste plaats wordt getoetst aan het KRW-type zoals R7. Hierbij kan echter voorbij worden gegaan aan bepaalde waarden van meer stagnante watersystemen waaronder ondiepe en diepe uiterwaardplassen. Aanvullend is het dan ook raadzaam om de huidige kwaliteit van een uiterwaardplas ook te beoordelen aan de hand van een maatlat voor een passend M-type. Ook kan worden gedacht aan een beoordeling aan de hand van de door de STOWA uitgewerkte Ecologische Sleutel Factoren. De sleutelfactoren (ontwikkeld voor zowel stilstaande als stromende wateren) geven aan waar stuurknoppen zitten voor het bereiken van ecologische doelen in een watersysteem.
Zodra er een goed beeld is van de huidige situatie, moet vervolgens worden ingeschat of er een reële kans is op verbetering van de ecologische (water)kwaliteit na verondieping. Op basis van de uitkomsten van deze OBN studie zijn er geen aanwijzingen dat dit verwacht mag worden als grote diepe plassen geheel verondiept worden. Echter, naast het verondiepen van diepe

uiterwaardplassen tot grote ondiepe plassen zijn er ook andere vormen van verondieping en herinrichting denkbaar.

Mogelijk kan met andere vormen van verondieping en herinrichting wel meerwaarde worden gecreëerd. Hierbij is het belangrijk dat wordt nagedacht over het creëren van kleinere watersystemen (met kleine strijklengtes) in plaats van het vasthouden aan hetzelfde grote oppervlak (met grote strijklengtes). Hoewel dit geen onderdeel is geweest van deze studie, wijzen eerder uitgevoerde onderzoeken (van Geest, 2005) hier wel op. Bestaande Tools zoals 'Ontwerptool waterplanten Rijntakken' en 'Habitat' ontwikkeld door Deltares kunnen gebruikt worden om de kwaliteit van dergelijke habitats te toetsen (o.a. van de Lee et al., 2001; van de Wolfshaar en Haasnoot, 2007; Van Geest et al., 2019). Het herinrichten van een diepe plas met meer glooiende oevers/moeraszones (wanneer de oevers zeer steil zijn), maar met behoud van diepte in een deel van de plas kan in bepaalde situaties mogelijk tot een verbetering van de ecologische waarden leiden.

Wat de precieze effecten van deze inrichtingsvarianten zijn en of hiermee beoogde doelen bereikt kunnen worden was geen onderdeel van de uitgevoerde studie. Aanbevolen wordt om deze varianten nader te onderzoeken. Mogelijk kan hierbij een koppeling worden gemaakt met het OBN-onderzoek (fase 2) dat zich richt op overstromingsvlaktes.

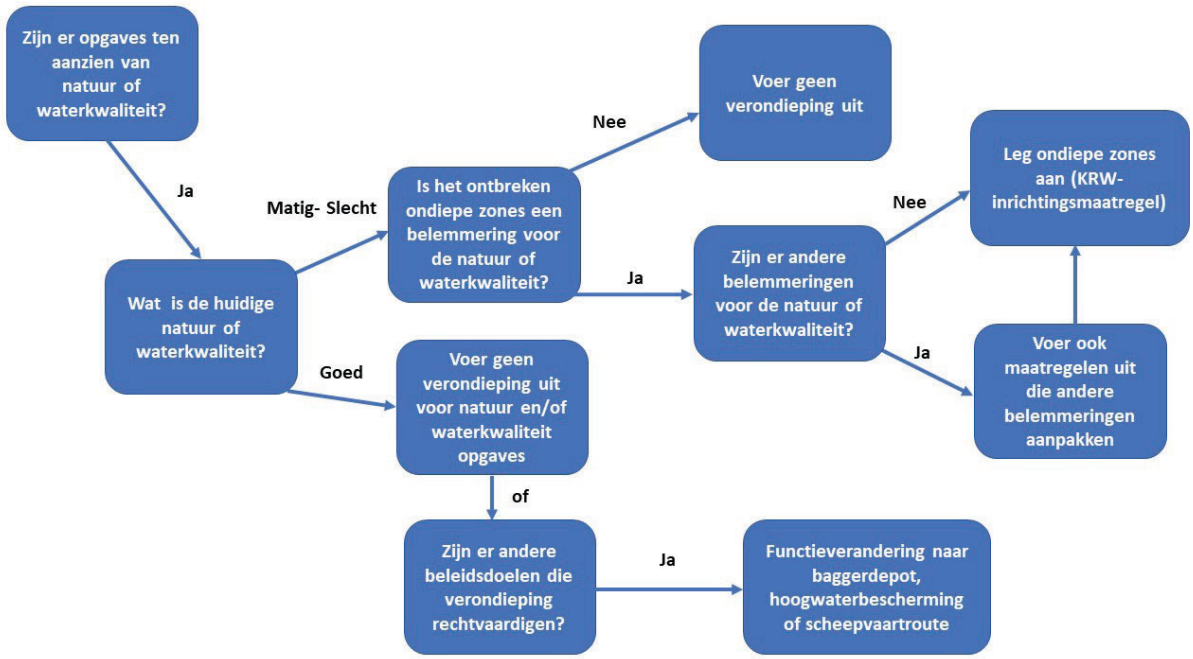
Andere argumenten (4)
Op dit moment vinden verondiepingen plaats als 'nuttige toepassing van grond en/of baggerspecie'; met als nevendoel om de ecologische kwaliteit te verbeteren. Op basis van de resultaten van deze studie blijkt dat dit argument niet zonder meer kan worden opgevoerd. Dat wil echter nog niet zeggen dat er geen andere argumenten zouden zijn voor verondieping van diepe uiterwaardplassen. De diepe plassen langs de rivieren komen in natuurlijke situaties niet voor. De plassen zijn het gevolg van menselijk ingrijpen en verstoren het natuurlijke landschap. Dat dit soort situaties ook waardevolle natuur kan opleveren blijkt uit verschillende andere voorbeelden in het Nederlandse landschap. Denk hierbij aan de heide, of laagveenplassen etc. Vanuit de restoratie ecologie en ook vanuit de KRW kan beargumenteerd worden deze diepe plassen anders in te richten tot een situatie die meer passend is in het riviersysteem. Desalniettemin geldt dan nog steeds – voorgeschreven vanuit de KRW - dat er geen verslechtering van de waterkwaliteit en/of de ecologie mag optreden ten opzichte van de huidige situatie en er gestreefd moet worden naar verbetering.

Er zijn ook andere argumenten voor verondieping denkbaar. Zo kan het duurzamer zijn om lokaal gewonnen slib/sediment lokaal te verwerken. Ook financiële opbrengsten kunnen een argument zijn om diepe plassen te verondiepen, bijvoorbeeld om natuurontwikkeling of maatschappelijke ontwikkelingen op andere locaties te kunnen financieren. Ook het herstellen van het lokale en/of regionale grondwatersysteem kan een argument zijn om een diepe plas te verondiepen.
Wanneer er behoefte is aan het bergen van slib en/of grond in een diepe uiterwaardplas, dan is het noodzakelijk om vooronderzoek te verrichten en te kiezen voor een plas met een ongunstige ecologische toestand. Hiervoor werd genoemd dat – indien er gekozen wordt voor verondieping - het creëren van kleinere wateren en moerassystemen mogelijkheden zouden kunnen bieden. Om hiertoe te komen is nader onderzoek gewenst, maar is ook een landelijke beleidsvisie voor de lange- en korte termijn nodig. Ook is een overzicht noodzakelijk van de diepe uiterwaardplassen en hun kenmerken (bathymetrie, hydrologie) zoals die nu in het rivierenlandschap voorkomen.

Andere waarden van diepe plassen (5)
In deze studie ligt de nadruk op de ecologische waarde van diepe plassen in termen van waterkwaliteit en soorten. Naast deze natuurwaarden kunnen diepe plassen in het uiterwaardegebied ook andere (ecosysteem)diensten verlenen, zoals klimaatregulatie, pleziervaart of zwemwater. Deze aspecten zijn in het huidige onderzoek niet meegenomen. Seelen et al.,

(2021) hebben een raamwerk ontwikkeld om de geschiktheid van diepe plassen, voor het leveren van ecosysteemdiensten, te bepalen. Deze andere potentiële waarden zouden moeten worden meegewogen in het vraagstuk van wel of niet verondiepen. Eerder hebben de Lange et al., (2014) een Multi Criteria Analyse (MCA) voor het verondiepen van diepe plassen opgesteld. De ecologie van diepe plassen wordt hierin echter maar zeer beperkt meegenomen en is in de huidige versie niet gebaseerd op de laatste stand van kennis, zoals vergaard in deze studie en het onderzoek aan binnendijkse plassen (Seelen et al., 2021). Wellicht kan deze MCA worden geactualiseerd met de huidige kennis.

In onderstaande
Figuur 48 zijn de verschillende overwegingen voor een beheerder schematisch uitgewerkt.



Figuur 48. *Schematische weergave van het handelingsperspectief.*
Figure 48. *Flow chart of the perspective for action.*

Pas op de plaats met perspectief
In Nederland komen elk jaar grote hoeveelheden grond en bagger vrij vanuit onderhoud en andere werken. In de uiterwaarden werden en worden grondstoffen gewonnen, waardoor diepe plassen in het landschap achterblijven. Vanuit het uitgangspunt dat deze diepe plassen weinig ecologische waarde hebben en niet thuishoren in het rivierenlandschap werd bedacht om slib en grond in deze plassen te verwerken. Hierdoor zou sprake zijn van een win-win situatie: verwerking van grond en slib en verbetering van de lokale ecologie. Nu uit deze studie gebleken is dat de ecologie van diepe uiterwaardplassen minder slecht is dan gedacht en verondieping (tot een grote ondiepe plas) niet per definitie lijkt te leiden tot 'ecologische winst', verandert het uitgangspunt voor deze handelswijze. Nuttige toepassing ten behoeve van natuur/waterkwaliteit zoals geformuleerd in het Besluit Bodemkwaliteit is niet automatisch relevant voor verondiepingen van diepe plassen.

8. Kennishiaten en aanbevelingen

8.1 Kennishiaten

Met het uitvoeren van de literatuur- en veldstudie is bestaande kennis bijeengebracht en nieuwe kennis opgedaan. Desondanks blijven er nog verschillende vragen over het functioneren van diepe uiterwaardplassen, het effect van verondiepen en inrichtingsvarianten bestaan.

Zo is het op dit ogenblik nog onduidelijk welke rol grondwater, meer specifiek ondiepe rivierkwel en diepe kwel, speelt voor het ecologisch functioneren van de diepe plassen. Het is bijvoorbeeld mogelijk dat de toestroom van nutriëntenarm grondwater naar diepe plassen voor betere milieuomstandigheden zorgt voor zeldzamere ondergedoken waterplantsoorten, zoals bleek uit het onderzoek naar buitendijkse zand- en kleiwinputten in Nordrhein-Westfalen.

Het is onduidelijk in welke mate in aangetakte diepe plassen en in de meer geïsoleerde plassen verversing met rivierwater optreedt. Er is maar weinig onderzoek gedaan naar de effecten van rivieroverstromingen en slibafzetting op de waterkwaliteit, stratificatie en doorzicht van het oppervlaktewater in diepe uiterwaardplassen. In ondiepe uiterwaardplassen is op dit vlak al meer onderzoek uitgevoerd. De verwachting is echter, dat diepe plassen vanwege het grote volume en het optreden van stratificatie anders reageren. Met veldmetingen en modellering kan meer inzicht worden verkregen in het hydrologisch functioneren van diepe uiterwaardplassen.

Door te verondiepen verander je het systeem en ontstaat er tevens een andere waterbodem, afhankelijk van het materiaal dat wordt ingebracht en vooral ook van de gebruikte afdeklaag. In het huidige Besluit Bodemkwaliteit (Besluit Bodemkwaliteit, 2007; I&M, 2010) wordt toegestaan dat er kan worden verondiept met licht verontreinigde bagger. Dit materiaal kan rijk aan organisch materiaal zijn, hoge concentraties van elementen als zwavel en fosfor bevatten, licht verontreinigd zijn met zware metalen en/of bodemvreemde materialen (zoals plastics). Tot nu toe is weinig bekend hoe ingebracht materiaal in het riviersysteem wordt getransporteerd en hoe in verondiepte plassen de waterbodemchemie en waterkwaliteit op termijn afwijkt ten opzichte van de situatie vóór verondiepen. Potentieel kan een nutriëntrijke en organische ingebrachte bodem jaren nadat het verondiepingsproject is opgeleverd nog tot eutrofiëringproblemen leiden. Van een binnendijkse plas is hier een concreet voorbeeld van beschikbaar (Poelen & Smolders, 2019). Bij buitendijkse plassen waar veel uitwisseling optreedt met het rivierwater en slibafzetting plaatsvindt, zullen eutrofiëringsproblemen gedreven vanuit de waterbodem wellicht een kleinere rol spelen dan in geïsoleerde plassen of plassen met minder uitwisseling. Dit zou nader onderzocht moeten worden.

Wanneer in een verondiepte plas zowel de externe belasting (o.a. rivierwater) als de via voedselrijk opvulmateriaal en/of afgezet slib aanwezige interne belasting hoog zijn, zal sneller eutrofiëring optreden en kunnen de vestigingsmogelijkheden voor ondergedoken waterplanten beperkt worden. Ook (wind-gedreven) opwerveling van bodemdeeltjes is van belang in relatie tot de troebelheid van het water. Als je een plas met beperkte aantakking verondiept, zal het volume afnemen waardoor nutriënten sneller hogere concentraties bereiken. Bij hoge mate van aantakking kunnen nutriënten de plas ook weer worden uitgevoerd. Het is echter nog de vraag wat bijvoorbeeld drempelwaarden zouden kunnen zijn van volume, oppervlak, diepte (t.b.v. stratificatieprocessen), mate van aantakking en kritische belasting van een plas voor risico op eutrofiëring.

Het literatuuronderzoek en veldonderzoek indiceren dat diepe plassen in de toekomst mogelijk van groter belang kunnen worden als thermorefugia of als winterhabitat voor een aantal eurytope vissoorten. Het is echter nog niet goed onderzocht in hoeverre dit al reeds gebeurt of aan de orde zal zijn in de toekomst. Aangezien zandwinplassen niet perse een lagere diversiteit aan vissen en waterplanten hebben dan natuurlijke meren (Emmrich et al., 2014; Søndergaard et al., 2018), is er

ook meer onderzoek nodig om de vaak veronderstelde relatie tussen habitatdiversiteit en soortdiversiteit in uiterwaardplassen verder te onderzoeken.

Veel factoren die van belang kunnen zijn voor vogels die voorkomen op diepe plassen hebben niet direct met de diepte van de plas te maken, maar veel meer met andere abiotische en biotische eigenschappen van de plas (o.a. helderheid, oevermorfologie, nestgelegenheid). De invloed van het verondiepen van plassen op vogels zal zeer afhankelijk zijn van het verschil in omgeving en diepte tussen de oorspronkelijke en gecreëerde situatie. Hierbij is voor soorten als duikeenden, aalscholvers en futen bijvoorbeeld van belang dat er een bepaalde diepe gehandhaafd blijft zodat ze kunnen duiken. De specifieke omstandigheden en kenmerken van elke diepe plas moeten dus goed bekeken worden om een goede beoordeling te kunnen maken van het (potentiële) vogelleven. Het is op dit moment nog onduidelijk of en zo ja welke specifieke kenmerken van diepe uiterwaardplassen van grote invloed zijn op het voorkomen van vogels.

Of de ouderdom van een diepe uiterwaardplas een belangrijke rol speelt in het ecologisch functioneren en ecologische kwaliteit kon niet worden meegenomen in het veldonderzoek en is ook niet duidelijk geworden uit literatuur. Bij verondiepingsprojecten die worden uitgevoerd worden doorgaans wel enkele metingen voor, tijdens en na de verondieping uitgevoerd. Deze metingen zijn echter vaak beperkt in tijd en diversiteit. De vraag is dan ook hoe lang het potentieel duurt voordat een verondiepte plas qua ecologie een evenwicht heeft bereikt na het verondiepingsproces.

De hiervoor genoemde kennishiaten en verwachtingen met betrekking tot ecologisch relevante processen in buitendijkse diepe plassen en de effecten op verondiepen zijn niet alomvattend, maar geven een beeld van de onderwerpen waarover nog weinig specifieke kennis bestaat en die niet of nauwelijks ingevuld konden worden door de uitgevoerde veldstudie.

8.2 Aanbevelingen

Op basis van de vergaarde kennis en het uitgevoerde veldonderzoek zijn er verschillende aanbevelingen die gedaan kunnen worden. Deze worden hieronder puntsgewijs weergegeven.

- Het is van belang dat vervolgonderzoek plaatsvindt waarbij voldoende plassen worden betrokken in onderzoek om een fundamenteler beeld te krijgen van de ecologie en processen die spelen in diepe uiterwaardplassen en de effecten van verondieping:
    - Het nodig is om een goed beeld te krijgen van de situatie vóór verondieping, tijdens als na de ingreep (o.a. waterkwaliteit, soorten, belangrijke plaskenmerken). Ook op lange termijn.
    - Zoals benoemd in het handelingsperspectief kunnen verschillende andere varianten van herinrichting van een diepe plas mogelijk wel een goede invulling geven aan verschillende natuurdoelen. Hiervoor is het dan noodzakelijk dat er specifiek onderzoek wordt verricht naar dit soort inrichtingsvarianten (bijv. moerasontwikkeling).
- Hierbij is het tevens van belang dat alle gewenste onderzochte variabelen en soortgroepen worden meegenomen.
- Het is aan te bevelen om een apart onderzoeksspoor uit te zetten voor de (geo)hydrologische vraagstukken (o.a. stromingspatronen, effect van stroming op stratificatie, het effect van rivier overstromingen op waterkwaliteit).
- Het is aan te bevelen een landelijke visie te ontwikkelen op de positie en toekomst van diepe uiterwaardplassen in het rivierengebied, waarop beleid kan worden gemaakt.
- Het ontbreekt momenteel aan een landelijke uniform overzicht (kaart of lijst) met daarin alle buitendijkse plassen en hun systeemkenmerken (o.a. diepte, verondiept of niet, het moment van verondiepen (indien relevant), oppervlak, functie). Een dergelijke kaart kan helpen om een visie op te stellen en keuzes te maken in beleid en onderzoek.

- Bij nieuwe initiatieven voor verondieping dient voor vergunningverlening en/of toestemming een gedegen systeemanalyse plaats te vinden, waarbij minimaal de zomersituatie op verschillende meetmomenten in beeld wordt gebracht voor fysisch-chemische parameters, primaire producenten en vissen.
- Bij beoordeling van de huidige ecologische (water)kwaliteit van een diepe uiterwaardplas is het aan te bevelen niet alleen aan KRW R-typen te toetsen, maar ook aan relevante M-typen en/of de systematiek van Ecologische Sleutelfactoren (STOWA) toe te passen.

9. Referenties

Altenburg, W.G., Arts, G., Baretta-Bekker, J.G., van den Berg, M.S., Van den Broek, T., Buskens, R., Bijkerk, R., Coops, H.C., Van Dam, H., Van Ee, G., Evers, C.H.M., Franken, R., Higler, B., letswaart, T., Jaarsma, N., De Jong, D.J., Joosten, A.M.T., Klinge, M., Knoben, R.A.E., Kranenbarg, J., van Loon, W.M.G.M., Noordhuis, R., Pot, R., Twisk, F., Verdonschot, P.F.M., Vlek, H., Wolfstein, K., H., C., Backx, J.J.G.M., Beers, M., Buijse, A.D., Duursema, D., Fagel, M., de Leeuw, l., van der Molen, J., Nijboer, R.C., Vriese, T. & van Maanen, B. (2013) Referenties en maatlatten voor overige wateren (geen KRW-waterlichamen). In: (ed. Stowa), p. 197. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA), Amersfoort.

Arts, G.A., R. Verdonschot, G. Maas, H. Massop, F. Ottburg & E. Weeda (2016) Herstel en ontwikkeling van laagdynamische, aquatische systemen in het rivierengebied. Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE), Driebergen. Rapportnr 2016/OBN205-RI

Baar J., Paradi I., Lucassen E.C.H.E.T., Hudson-Edwards K., Redecker D., Roelofs J.G.M., & Smolders A.J.P. 2011. Molecular analysis of AMF diversity in aquatic macrophytes in oligotrophic and ultra-oligotrophic lakes in Norway and the Netherlands. Aquatic Botany 94: 53-61.

Bakker, C., & Cals, M.J.R. (1995). Een stromende nevengeul in de Leeuwense Waard. De Levende Natuur, 96(5), 188-189.

Bakker, E. S., & Hilt, S. (2016). Impact of water-level fluctuations on cyanobacterial blooms: options for management. Aquatic Ecology, 50(3), 485-498.

Bancroft, G. T., Gawlik, D. E., & Rutchey, K. (2002). Distribution of wading birds relative to vegetation and water depths in the northern Everglades of Florida, USA. Waterbirds, 25(3), 265-278.

Barts, N & van Swaay, B. (2019). Kwel in de uiterwaarden, een onderzoek naar de kwelsituaties in vijf uiterwaard wateren. Hogeschool Van Hall Larenstein en Rijkswaterstaat.

Baschuk, M. S., Koper, N., Wrubleski, D. A., & Goldsborough, G. (2012). Effects of water depth cover and food resources on habitat use of marsh birds and waterfowl in boreal wetlands of Manitoba, Canada. Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology, 44-55.

Beeck, P., Tauber, S., Kiel, S., & Borcherding, J. (2002). 0+ perch predation on 0+ bream: a case study in a eutrophic gravel pit lake. Freshwater Biology, 47(12), 2359-2369.

Begeleidingscommissie Onderzoek Diepe Putten IJsselmeer en Randmeren. (1990). Onderzoek diepe putten IJsselmeer en randmeren: samenvatting. Rijkswaterstaat, Lelystad.

Beintema A. J., Moedt O. & Ellinger, D. (1995). Ecologische atlas van de Nederlandse weidevogels. Schuyt & Co, Haarlem.

Bergman, R. D., Swain, P., & Weller, M. W. (1970). A comparative study of nesting Forster's and Black Terns. The Wilson Bulletin, 435-444.

Besluit Bodemkwaliteit (2007, 22 November). Geraadpleegd op 1 juli 2019, van https://wetten.overheid.nl/BWBR0022929/.

Blanchette, M.L. & Lund, M.A. (2016) Pit lakes are a global legacy of mining: an integrated approach to achieving sustainable ecosystems and value for communities. Current Opinion in Environmental Sustainability, 23, 28-34.

Bloemendaal F.H.J.L. & Roelofs, J.G.M. (1988). Waterplanten en waterkwaliteit. Utrecht: Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging.

Boehrer, B., & Schultze, M. (2008). Stratification of lakes. Reviews of Geophysics, 46(2).

Bossdorf, O., Auge, H., Lafuma, L., Rogers, W.E., Siemann, E., & Prati, D. (2005). Phenotypic and genetic differentiation between native and introduced plant populations. Oecologia, 144(1), 1-11.

Brink, F.W.B. van den, 1994. Impact of hydrology on floodplain lake ecosystems along the lower Rhine and Meuse. Dissertatie Katholieke Universiteit Nijmegen.

Brönmark, C., & Hansson, L. A. (1998). The biology of lakes and ponds. New York, Oxford University Press.

Bruinsma, J. & Vossen, J. (2014). Planten in diep water in een aantal Maasplassen in Midden-Limburg. Onderzoek naar het voorkomen van planten door middel van duiken met ademlucht (scuba diving). Natuurhistorisch maandblad, jaargang 103(9), 233-241.

Burgos, P., & van den Beld, T. (2009). Effecten van klimaatverandering op watertemperatuur en de consequenties daarvan voor visecologie en drinkwaterproductie. Project 1002020-001, Deltares.

CIPR (2014). Estimation of the effects of climate change scenarios on future Rhine water temperature development. International Commission for the Protection of the Rhine, ICPR-Report No. 214.

Collas, F.P.L. (2019). Preferences and bottlenecks: predicting riverine species occurrences under changing abiotic conditions. PhD thesis, Radboud University, Nijmegen, The Netherlands.

Coops, H. & Van Der Velde, G. (1995). Seed dispersal, germination and seedling growth of six helophyte species in relation to water-level zonation. Freshwater Biology, 34, 13-20.

Coops, H. & Pot, R. (2009). Begroeibaar areaal van waterlichamen. Verhouding tot de referentie en berekening van de macrofyten-deelmaatlat Abundantie groeivormen. In, p. 27. Scirpus Ecologisch Advies, Weesp.

Coops, H., Vulink, J.T. & van Nes, E.H. (2004). Managed water levels and the expansion of emergent vegetation along a lakeshore. Limnologica, 34, 57-64.

Cramp, S., & Brooks, D. J. (1992). Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the western Palearctic. Oxford university Press, Oxford.

Cross, I.D., McGowan, S., Needham, T., & Pointer, C.M. (2014). The effects of hydrological extremes on former gravel pit lake ecology: management implications. Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie, 185(1), 71-90.

Crozier, L.G., & Hutchings, J.A. (2014). Plastic and evolutionary responses to climate change in fish. Evolutionary Applications, 7(1), 68-87.

De Bruin, A. (2018). Environmental DNA onderzoek visbestand Neswaarden te Aalst. Stichting RAVON 2018.

De Lange, M., Gylstra, R., Huijsmans, T., Nusselein, T. & Verbeek S. (2014) MCA Verondiepen: multicriteria-instrument voor locatiekeuze en inrichting bij het verondiepen van diepe plassen. H2O online, 23 december 2014.

De Leeuw J.J., P.J. Butler, A.J. Woakes & F. Zegwaard (1998). Body cooling and its energetic implications for feeding and diving of tufted ducks. Physiological Zoology, 71, 720-730

De Senerpont Domis, L.N., Elser, J.J., Gsell, A.S., Huszar, V.L.M., Ibelings, B.W., Jeppesen, E., Kosten, S., Mooij, W.M., Roland, F., Sommer, U., van Donk, E., Winder, M. & Lürling, M. (2013). Plankton dynamics under different climatic conditions in space and time. Freshwater Biology, 58, 463-482.

Dionisio Pires, M. (2010). Evaluatie bemonsteringsprogramma cyanobacterien Gouden Ham 2009. Rapport Deltares.

Dorenbosch, M., Bak, A., de Senerpont Domis, L., Bakker, E.S., Loeb, R., Smolders, A.J.P., Temmink, R. & van der Heijde, T. (2016). Oorzaken van beperkte ontwikkeling submerse waterplanten in twee laagveenplassen. Waternet.

Dorenbosch, M., van Kessel, N., Kranenenbarg, J., Spikmans, F., Verberk, W. C. E. P., & Leuven, R. S. E. W. (2011). Nevengeulen in uiterwaarden als kraamkamer voor riviervissen. Rapportnummer 2011/OBN143-RI. Bosschap, Driebergen-Rijsenburg.

Dorenbosch, M., van Kessel, N., Kranenbarg, J., Spikmans, F., Verberk, W.C.E.P., & Leuven, R.S.E. W. (2014). Het belang van nieuwe uiterwaardwateren als kraamkamer voor riviervissen. De Levende Natuur, 115(3), 110-115.

Dorenbosch, M., Kooiman, M., Ploegaert, S., Vos, M., & Kranenbarg, J. (2020). Visgemeenschappen in drie Nederlandse overstromingsvlakten. Rapport 2017.057, RAVON, Nijmegen.

Eiserer, L. A. (1984). Communal roosting in birds. Bird Behavior, 5(2-3), 61-80.

Emmrich, M., Schälicke, S., Hühn, D., Lewin, C. & Arlinghaus, R. (2014). No differences between littoral fish community structure of small natural and gravel pit lakes in the northern German lowlands. Limnologica, 46, 84-93.

Eriksson, M. O. (1985). Prey detectability for fish-eating birds in relation to fish density and water transparency. Ornis Scandinavica, 1-7.

Ford, P.W., Boon, P.I. & Lee, K. (2002). Methane and oxygen dynamics in a shallow floodplain lake: the significance of periodic stratification. Hydrobiologia, 485, 97–110.

Gafny, S. & Gasith, A. (1999). Spatially and temporally sporadic appearance of macrophytes in the littoral zone of Lake Kinneret, Israel: taking advantage of a window of opportunity1A contribution of the Institute for Nature Conservation Research INCR/98.1. Aquatic Botany, 62, 249-267.

Geerling, G., Buijse, T., Liefveld, W., van Katwijk, M. & de Groot, A. (2016). De werking van RWS KRW maatregelen in conceptuele relatieschema's. Rapport 1220984-000. Deltares.

Geest, G.J. van, 2005. Macrophyte succession in floodplain lakes, spatio-temporal patterns in relation to hydrology, lake morphology and management. Dissertatie Wageningen Universiteit.

Geest, G. van, A. de Niet & S. Teurlincx, 2011. Waterplanten langs de Nederlandse Rijntakken: huidige waarden, aanbevelingen voor inrichting, KRW-tool. Rapport Deltares.

van Geest, G. & Buijse, T. (2012). Kansen voor waterplanten in semi-stagnante uiterwaardplassen. De Levende Natuur, 113, 280-286.

Geurts, J.J., Smolders, A.J., Verhoeven, J.T., Roelofs, J.G., & Lamers, L.P. (2008). Sediment Fe: PO4 ratio as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of macrophyte biodiversity in fen waters. Freshwater Biology, 53(10), 2101-2116.

Grift, R.E. (2001). How fish benefit from floodplain restoration along the lower River Rhine. PhD Thesis, Wageningen University

Grondbank GMG (2018). De meerwaarde van verondieping. Hoe hergebruik van grond en bagger bijdraagt aan natuurontwikkeling. Grondbank GMG, Andelst.

Hahn, S., Bauer, S., & Klaassen, M. (2007). Estimating the contribution of carnivorous waterbirds to nutrient loading in freshwater habitats. Freshwater Biology, 52(12), 2421–2433.

Hidding, B., Bakker, E.S., Hootsmans, M.J.M. & Hilt, S. (2016). Synergy between shading and herbivory triggers macrophyte loss and regime shifts in aquatic systems. Oikos, 125, 1489-1495.

Hilt, S., Köhler, J., Kozerski, H.P., van Nes, E.H., & Scheffer, M. (2011). Abrupt regime shifts in space and time along rivers and connected lake systems. Oikos, 120(5), 766-775.

Hodges,B. R, Jorg Imberger, Angelo Saggio, and K. B. Winters. Modeling basin-scale internal waves in a stratified lake. Limnology and Oceanography · November 2000.

Hop, J. (2009). Visstandonderzoek Eiland van Maurik. Rapport 20090106, Aquaterra – ATKB, Geldermalsen.

Hornman, M., Hustings, F, Koffijberg, K., van Winden, E., van Els, P., van Kleunen, A., Sovon Ganzen- en Zwanenwerkgroep & Soldaat, L. (2019). Watervogels in Nederland in 2016/2017. Sovon rapport 2019/01.

I&M (2010). Handreiking voor het herinrichten van diepe plassen. Implementatieteam Bbk (Rijksoverheid, IPO, VNG, Unie van Waterschappen).

Jaarsma, N.G. & Verdonschot, P.F. (2000). Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 8, wingaten; achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'. Rapport EC-LNV nr. AS-08.

Jans, L. (2004). Evaluatie nevengeulen Gamerensche Waard 1996-2002. RIZA rapport 2004-024. Rijkswaterstaat RIZA, Lelystad.

Janse, J.H., 1986. Ecologische waarden van de wateren in het winterbed van de grote rivieren. Rijksinstituut voor Natuurbeheer. Leersum.

Jansen, J.J.F.J., & Joukes, J.T.H. (2014). Dertig jaar plas 5, reden voor een feestje? Mourik 3:16-29.

Janssen, A. B. G., Teurlincx, S., Beusen, A. H. W., Huijbregts, M. A. J., Rost, J., Schipper, A. M., Seelen, L. M. S., Mooij, W. M., & Janse, J. H. (2019). PCLake+: A process-based ecological

model to assess the trophic state of stratified and non-stratified freshwater lakes worldwide. Ecological Modelling, 396, 23–32. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.01.006

Junk, W.J., Bayley, P.B. & Sparks, R.E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences, 106(1), 110-127.

Kettle, A.J., Hughes, C., Unazi, G.A., Birch, L., Mohie-El-Din, H., & Jones, M.R. (2012). Role of groundwater exchange on the energy budget and seasonal stratification of a shallow temperate lake. Journal of hydrology, 470, 12-27.

Kirillin, G. and T. Shatwell, 2016. Generalized scaling of seasonal thermal stratification in lakes. Department of Ecohydrology, Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB), Müggelseedamm Berlin, Germany.Earth-Science Reviews Volume 161, October 2016, Pages 179-190. http://dx.doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.08.008.

Kirilova, E. P., Cremer, H., Heiri, O., & Lotter, A. F. (2010). Eutrophication of moderately deep Dutch lakes during the past century: flaws in the expectations of water management? Hydrobiologia, 637(1): 157-171.

Klink, A. (2003). Monitoring aquatische macrofauna in de Kaliwaal en Leeuwense Waard (2002). Hydrobiologisch Adviesburo Klink, Wageningen. Rapporten en Mededelingen nr. 81.

Klink, A. (2010). Monitoring aquatische macrofauna in de nevengeul van de Gamerense Waard (2009). Hydrobiologisch Adviesburo Klink, Wageningen. Rapporten en Mededelingen nr. 110.

Klink, A. (2011). Monitoring aquatische macrofauna in de nevengeul van de Gamerense Waard (2010). Hydrobiologisch Adviesburo Klink, Wageningen. Rapporten en Mededelingen nr. 113.

Klink, A. (2013). Monitoring aquatische macrofauna in de Kaliwaal en Leeuwense Waard (2011). Hydrobiologisch Adviesburo Klink, Wageningen. Rapporten en Mededelingen nr. 120.

Klink, A.G. & de la Haye, M.A.A (2000). Inventarisatie van macrofauna in de Limburgse. Maasplassen, basis voor een typologie en toekomstvisie. Reports of the project "Ecological Rehabilitation of the River Meuse". Report no.34-2AN. Institute for Inland Water Management and Waste Water Treament (RIZA) and Directorate Limburg.

Koopmans, G.F., Chardon, W.J., Harmsen, J., & Ehlert, P.A. I. (2010). Fosfaatparameters van landbouwgrond en bagger ter voorkoming van eutrofiering bij het verondiepen van diepe plassen: Advies bij een helpdeskvraag. Alterra, Wageningen

Krijgsveld, K. L., Smits, R.R. & van der Winden, J. (2008). Verstoringsgevoeligheid van vogels. Bureau Waardenburg, rapport 08-173.

Kurstjens, G. & B. Peters, 2012. Rijn in Beeld, deel 1: Ecologische resultaten van 20 jaar natuurontwikkeling langs de Rijntakken. Projectgroep Rijn in Beeld. Kurstjens ecologisch adviesbureau. Beek-Ubbergen/Bureau Drift, Berg en Dal.

Kurstjens, G., M. Nijssen, A. van Winden, M. Dorenbosch, H. Moller Pillot, C. van Turnhout & P. Veldt, 2020. Natte overstromingsvlakten in het rivierengebied. Ecologisch functioneren en ontwikkelkansen, rapport 2020/OBN237-RI. VBNE, Driebergen.

Lamers, L.P.M., Falla, S.J., Samborska, E.M., Van Dulken, I.A.R., Van Hengstum, G. & J.G.M. Roelofs (2002). Factors controlling the extent of eutrophication and toxicity in sulfate-polluted freshwater wetlands. Limnology & Oceanography 47, 585-593.

Lamers, L.P.M., R. Loeb, A.M. Antheunisse, M. Miletto, E.C.H.E.T. Lucassen, A.W. Boxman, A.J.P. Smolders & J.G.M. Roelofs, 2006. Biogeochemical constraints on the ecological rehabilitation of wetland vegetation in river floodplains. Hydrobiologia 565: 165-186.

Lammens, E. & Dionisio-Peres, M., 2011. Samenvatting en interpretatie van de resultaten van de bemonstering van fysisch-chemische parameters (2009-2010) en de visstand (2009) in Eiland van Maurik. Oplegnotitie Rijkswaterstaat Oost Nederland.

Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2006). Klassifikation und Bewertung der Makrophytenvegetation der großen Seen in Nordrhein-Westfalen gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. Merkblätter Band 52. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.

Lantz, S. M., Gawlik, D. E., & Cook, M. I. (2010). The effects of water depth and submerged aquatic vegetation on the selection of foraging habitat and foraging success of wading birds. The Condor, 112(3), 460-469.

Leach, T.H., Beisner, B.E., Carey, C.C., Pernica, P., Rose, K.C., Huot, Y., Brentrup, J.A., Domaizon, I., Grossart, H.-P., Ibelings, B.W., Jacquet, S., Kelly, P.T., Rusak, J.A., Stockwell, J.D., Straile, D. & Verburg, P. (2018). Patterns and drivers of deep chlorophyll maxima structure in 100 lakes: The relative importance of light and thermal stratification. Limnology and Oceanography, 63, 628-646.

Leuven, R.S.E.W., Hendriks, A.J., Huijbregts, M.A.J., Lenders, H.J.R., Matthews, J., & Velde, G. van der (2011). Differences in sensitivity of native and exotic fish species to changes in river temperature. Current Zoology, 57(6), 852-862.

Li, Y., Zhang, Q., Ye, R., Yao, J., & Tan, Z. (2018). 3D hydrodynamic investigation of thermal regime in a large river-lake-floodplain system (Poyang Lake, China). Journal of hydrology, 567, 86-101.

Loeb, R., 2008. On biogeochemical processes influencing eutrophication and toxicity in riverine wetlands. Proefschrift Radboud Universiteit Nijmegen.

Longcore, J.R., & Cornwell, G.W. (1964). The consumption of natural foods by captive canvasbacks and lesser scaups. The Journal of Wildlife Management, 28, 527-531.

Lythgoe, J.N. (1979). The ecology of vision. Clarendon Press, Oxford.

Mehner, T., Diekmann, M., Brämick, U., & Lemcke, R. (2005). Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. Freshwater Biology, 50(1), 70-85.

Miranda, L.E. (2011). Depth as an organizer of fish assemblages in floodplain lakes. Aquatic Sciences 73(2), 211-221.

Negishi, J.N., Soga, M., Ishiyama, N., Suzuki, N., Yuta, T., Sueyoshi, M., Yamazaki, C., Koizumi, I., Mizugaki, S., Hayashida, K., Nunokawa, M. & Yoshimura, N. (2014). Geomorphic legacy controls macrophyte distribution within and across disconnected floodplain lakes. Freshwater Biology, 59, 942-954.

Neumann, D., Seidenberg-Busse, Chr., Petermeier, A., Staas, St., Molls, F. & Rutschke, J. (1994). Gravel-pit lakes connected with the River Rhine as a reserve for high productivity of plankton and young fish. Water Science and Technology 29, 267-271.

Nielsen, A., Trolle, D., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Bjerring, R., Olesen, J.E., & Jeppesen, E. (2012). Watershed land use effects on lake water quality in Denmark. Ecological applications, 22(4), 1187-1200.

NIOO-KNAW (2019). Verzand in een discussie: natuurwaarde diepe plassen is veel groter dan gedacht. Geraadpleegd op 26-11-2019 van, https://nioo.knaw.nl/nl/news/verzand-een-discussie-natuurwaarde-diepe-plassen-veel-groter-dan-gedacht.

Nijboer, R., Jaarsma, N., Verdonschot P., van der Molen, D., Geilen, N. & Backx, J. (2000). Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren: deel 3: Wateren in het rivierengebied: achtergronddocument bij het 'Handboek natuurdoeltypen in Nederland'. Rapport EC-LNV nr. AS-03

Nilsson, C., Brown, R.L., Jansson, R. & Merritt, D.M. (2010) The role of hydrochory in structuring riparian and wetland vegetation. Biological Reviews, 85, 837-858.

Noordhuis, R., van der Molen, D. T., & van den Berg, M. S. (2002). Response of herbivorous water-birds to the return of Chara in Lake Veluwemeer, The Netherlands. Aquatic Botany 72, 349–367.

Olney, P.J.S. (1963). The food and feeding habits of Tufted Duck Aythya fuligula. Ibis, 105(1), 55-62.

Osté. L. (m.m.v. Dionisio Pires, M. & van Geest, G.) (2011). Onderzoeksagenda nutriënten in waterbodems in relatie tot oppervlaktewaterkwaliteit. Deltares, Delft.

Osté, A., Jaarsma, N. & Van Oosterhout, F. (2010) Een heldere kijk op diepe plassen. Kennisdocument diepe meren en plassen: ecologische systeemanalyse, diagnose en maatregelen. In. STOWA report, Amersfoort.

Penning, W.E., Genseberger, M., Uittenbogaard, R.E., & Cornelisse, J.C. (2013). Quantifying measures to limit wind-driven resuspension of sediments for improvement of the ecological quality in some shallow Dutch lakes. Hydrobiologia, 710(1), 279–295. https://doi.org/10.1007/s10750-012-1026-z

Perrow, M.R., Schutten, J.H., Howes, J.R., Holzer,T., Madgwick, F.J., & Jowitt, A.J. (1997). Interactions between coot (Fulica atra) and submerged macrophytes: the role of birds in the restoration process. In Shallow Lakes' 95 (pp. 241-255). Springer, Dordrecht.

Peters, J., de Laak, G., & de Bles, F. (2017). Vissen en muggenlarven in een diepe plas bij Nijkerk. H20-online, Den Haag.

Peters, B & Kurstjens, G. (2008). Maas in Beeld: Succesfactoren voor een natuurlijke rivier. Projectgroep Maas in Beeld. Bureau Drift/Kurstjens ecologisch adviesbureau, Berg en Dal/Beek Ubbergen.

Peters, B. & G. Kurstjens, 2012. Rijn in Beeld, deel 2: Inrichting, beheer en beleid langs de grote rivieren. Projectgroep Rijn in Beeld. Bureau Drift, Berg en Dal/ Kurstjens ecologisch adviesbureau. Beek-Ubbergen.

Piersma, T., Lindeboom, R., & Van Eerden, M.R. (1988). Foraging rhythm of great crested grebes Podiceps cristatus adjusted to diel variations in the vertical distribution of their prey Osmerus eperlanus in a shallow eutrophic lake in The Netherlands. Oecologia, 76(4), 481-486.

Ploegaert, S., de Bruin, A., Kranenberg, J. (2016). Nulmeting visstand Kaliwaal te Kekerdom in relatie tot herinrichting. Rapportnummer 2015.167. Stichting RAVON, Nijmegen.

Poelen M. & Smolders A. (2019). Waterbodemonderzoek Bergse plassen. RP-19.158.19.92, Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.

Ramaker, C., K. Maas, K. van den Akker & T. Garritsen (1999). Respons van het water in rivierplassen op een hoogwatergolf in de rivier. Stromingen 5, 5-21.

Reeders, H., Bij de Vaate, A. & Slim, J.F. (1989). The Filtration-Rate of Dreissena-Polymorpha (Bivalvia) in 3 Dutch Lakes With Reference to Biological Water-Quality Management. Freshwater Biology, 22, 133-141.

Reeze, B., A. van Winden, J. Postma, R. Pot, J. Hop en W. Liefveld (2017). Watersysteemrapportage Rijntakken 1990-2015. Ontwikkelingen waterkwaliteit en ecologie. Bart Reeze Water & Ecologie, Harderwijk.

Remmelzwaal, A.J. (red.), 2001. Onderzoek naar de ecologische ontwikkelingen in ontkleide uiterwaarden. RIZA Werkdocument 2001.058X

Roozen, F.C.J.M., 2005. Transparency of floodplain lakes, a study of phytoplankton and suspended.

matter along the lower Rhine. Dissertatie Wageningen Universiteit.

Royal Haskoning-DHV (2010). Waterkwaliteitsrapportage Eiland van Maurik 2010. Definitief rapport 23 november 2010.

RIKZ (Rijksinstituut voor Kust en Zee) (1994). Tienjarig Overzicht 1981 -1990: presentatie van afvoeren,waterstanden, watertemperaturen, golven en kustmetingen. Ministerie van Verkeer en Waterstaan, Rijkswaterstaat, RIKZ, Den Haag.

Rura-Arnhem, Agtersloot Hydraulisch Advies, Acima, Anneke de Joode rivierkundig advies (2017). Jaarlijkse actualisatie modellen Rijntakken 2017.

RWS VWL (Rijkswaterstaat Water Verkeer en Leefomgeving) (2020). Afvoer. https://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/waterveiligheid/crisismanagement/begrippen/toelichting/afvoer/. Geraadpleegd maart 2020.

RWS Zuid (Rijkswaterstaat Zuid-Nederland) (2019). Statistisch overzicht afvoeren en waterstanden, Watersysteem Maas en Kanalen 1991-2015. Maastricht.

RWS (2017). Factsheets. Visonderzoek uiterwaarden Rijntakken juli en augustus 2017. Uitgave Rijkswaterstaat Oost Nederland, Arnhem.

Rijkswaterstaat (2021). Waterinfo. Rijkswaterstaat Waterinfo (rws.nl). Laatste maal geraadpleegd september 2021.

Scheffer, M. (2004). Ecology of shallow lakes (Vol. 22). Springer Science & Business Media.

Schep, S., Jaarsma, N. & van Ee, G. (2008). Verbetering waterkwaliteit bij verondieping van ontgrondingsplassen in Hollands Noorderkwartier. H2O, 17, 38-40.

Schmutz, S. Sendzimir, J. (eds.), Riverine Ecosystem Management. Aquatic Ecology Series 8. Springer, Zwitserland.

Schutten, J., Dainty, J. & Davy, A.J. (2005). Root anchorage and its significance for submerged plants in shallow lakes. Journal of Ecology, 93, 556-571.

Seelen, L., Huismans, T. & De Senerpont Domis, L.N. (2019). Geheimen van diepe plassen ontsluierd. De Levende Natuur, 120, 22-27.

Seelen, L.M.S., Teurlincx, S., Bruinsma, J., Huijsmans, T.M.F., van Donk, E., Lürling, M., & de Senerpont Domis, L.N. (2021). The value of novel ecosystems: Disclosing the ecological quality of quarry lakes. Science of the Total Environment, 769, 144294.

Sheldon, R. F. & Boylen C. W. (1977). Maximum depth inhabited by aquatic vascular plants. American Midland Naturalist 97, 248-254.

Siebel, H., N., Bijlsma, R.J. & Sparrius, L.B. (2013) Basisrapport voor de Rode Lijst Mossen 2012. In. BLWG

Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M., Lucassen, E.C.H.E.T., Van der Velde, G., & Roelofs, J.G.M. (2006). Internal eutrophication: how it works and what to do about it—a review. Chemistry and ecology, 22(2), 93-111.

Smolders, A.J.P., M. Moonen, K. Zwaga & E.C.H.E.T. Lucassen, 2006. Changes in pore water chemistry of desiccating freshwater sediments with different sulphur contents. Geoderma 132: 372– 383.

Sommer, U., Gliwicz, Z.M., Lampert, W. & Duncan, A. (1986). The PEG-Model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. Archiv für Hydrobiologie, 106, 433-471.

Sommer, U., Adrian, R., De Senerpont Domis, L., Elser, J.J., Gaedke, U., Ibelings, B., Jeppesen, E., Lürling, M., Molinero, J.C., Mooij, W.M., Van Donk, E. & Winder, M. (2012). Beyond the plankton ecology group (PEG) model: Mechanisms driving plankton succession. In: Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, pp. 429-448

Smits, A.J.M., 1994. Ecophysiological studies on nymphaeid waer plants. Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen.

Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Johansson, L.S. & Jeppesen, E. (2018) Gravel pit lakes in Denmark: Chemical and biological state. Science of The Total Environment, 612, 9-17.

Sparrius, L.B., Odé, B. & Beringen, R. (2014). Basisrapport voor de Rode Lijst Vaatplanten 2012. In. FLORON, Nijmegen.

Spikmans, F., Kranenbarg, J. & de Bruin, A. (2017). Kansen voor de kwabaal in Gelderland. Kwaliteit leefgebieden en geschikte herstelmaatregelen, RAVON.

Steenbergen, C.L.M., Korthals, H.J., & Wortelboer, F.G. (1992). De plas Vechten: veranderingen in waterkwaliteit van een geïsoleerd en gestratificeerd systeem, 1963-1991. H2O, 25(26), 722-727.

STOWA (2010). Handboek Hydrobiologie. Biologisch onderzoek voor de ecologische beoordeling van Nederlandse zoete en brakke oppervlaktewateren. Publicatienummer 2010-28.

Tiemessen, S. (2018). Meerwaarde verondiepen. Een afstudeeronderzoek naar de effecten van het verondiepen van diepe plassen op de kwaliteit van natuur en water. Hogeschool Van Hall Larenstein/K3 Delta, Andelst.

Timmerman, A. (1956). De duikeenden van het Zwarte Meer. Levende Natuur 59, 169-174.

Tomassen, H. & Smolders, F. (2018). Oxidatie van het hypolimnion als defosfateringssysteem in de Ouderkerkerplas: monitoring 2017. Rapportnummer RP-17.017.18.14. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.

Vadeboncoeur, Y. & Steinman, A. (2002). Periphyton Function in Lake Ecosystems. The Scientific World, 2, 1449–1468

Van Beurden, B. (2020). Effect verondieping op diepe uiterwaardplassen. Onderzoeksverslag stage. HAS Hogeschool ’s-Hertogenbosch, Onderzoekcentrum B-WARE Nijmegen.

van Emmerik, W.A.M. & Quak, J. (2013). Verwachte effecten van temperatuurstijging op de anadrome Natura 2000-vissoorten. Sportvisserij Nederland.

Van de Lee, G., van den Boogaard H.F.P., Penning W.E. (2001). Achtergronddocument voor aanvulling van het habitatinstrument: 1. Flexibilisering invoer; 2. Onzekerheidsanalyse; 3. Validatie. WL rapport Q3433.

Van de Wolfshaar, K., Haasnoot, M. (2007). Toetsing response curves HABITAT. WL rapport Q4327.

van den Bergh, L. M. J. (1972). Ornithologische waardering van de uiterwaarden van de grote rivieren. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.

van den Bremer, L., Klaassen, O., van Roomen, M. (2008). Slaapplaatsen van vogels: toekomstig verspreidings- en monitoringsonderzoek. Sovon informatierapport 2008-05.

van den Bremer, L., Schekkerman, H., van der Jeugd, H. P., van Roomen, M., van Winden, E., & van Turnhout, C. (2015). Populatieontwikkeling Wilde Eend, Krakeend, Kuifeend en Tafeleend in Nederland: wat weten we over de achtergronden? CAPS-rapport 2015/01.

van den Bremer, L., van Turnhout, C., van Roomen, M., & Voslamber, B. (2009). Natuurontwikkeling in uiterwaarden: hoe reageren trekkende en overwinterende watervogels? De Levende Natuur, 110(5): 231-234.

van den Brink, F.W.B. (1990). Typologie en waardering van stagnante wateren langs de grote rivieren in Nederland, op grond van waterplanten, plankton en macrofauna, in relatie tot fysisch-chemische parameters. Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie, Katholieke Universiteit Nijmegen. In opdracht van Rijkswaterstaat DBW/RIZA, Lelystad.

van den Brink, F.W.B., Maenen, M.M.J., Van der Velde, G., & de Vaate, A.B. (1991). The (semi-) aquatic vegetation of still waters within the floodplains of the rivers Rhine and Meuse in The Netherlands: historical changes and the role of inundation. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: 24(5), 2693-2699.

van den Brink, F.W.B., De Leeuw, J.P.H.M., Van der Velde, G., & Verheggen, G.M. (1993). Impact of hydrology on the chemistry and phytoplankton development in floodplain lakes along the Lower Rhine and Meuse. Biogeochemistry, 19(2), 103-128.

van den Brink, F.W.B., van der Velde, G., Buijse, A.D., & Klink, A.G. (1996). Biodiversity in the lower Rhine and Meuse river-floodplains: its significance for ecological river management. Netherlands Journal of Aquatic Ecology, 30(2-3), 129-149.

van den Brink, F.W.B, van der Velde, G., & Wijnhoven, S. (2013). Diversity, occurrence and feeding traits of caddisfly larvae as indicators for ecological integrity of river-floodplain habitats along a connectivity gradient. Ecological indicators, 25, 92-98.

van den Brink, F.W.B., Van Katwijk, M.M., & Van der Velde, G. (1994). Impact of hydrology on phyto-and zooplankton community composition in floodplain lakes along the Lower Rhine and Meuse. Journal of Plankton Research, 16(4), 351-373.

van der Molen, D.T.; R. Pot; C.H.M. Evers & L.L.J. van Nieuwerburgh (eds.). (2012). Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn water 2015-2021. Stowa 2012-31.

van der Winden, J., & Schobben, H. (2001). Zwarte Stern Chlidonias niger profiteert van nieuwe slaapplaats in het IJsselmeergebied. Limosa, 74, 87-94.

van Dobben, W. H. (1952). The food of Cormorants in the Netherlands. Ardea 40, 1-63.

van Geest, G.J., (2005). Macrophyte succession in floodplain lakes, spatio-temporal patterns in relation to hydrology, lake morphology and management. Dissertatie Wageningen Universiteit.

van Geest, G. & Buijse, T. (2012). Kansen voor waterplanten in semi-stagnante uiterwaardplassen. De Levende Natuur, 113, 280-286.

van Geest, G.J., H., C., Roijackers, R.M.M., D., B.A. & Scheffer, M. (2005). Succession of aquatic vegetation driven by reduced water-level fluctuations in floodplain lakes. Journal of Applied Ecology, 42, 251-260.

van Geest, G.J., Roozen, F., Coops, H., Roijackers, R.M.M., Buijse, A.D., Peeters, E. & Scheffer, M. (2003). Vegetation abundance in lowland flood plan lakes determined by surface area, age and connectivity. Freshwater Biology, 48, 440-454.

van Kessel, N. & Kranenbarg J. (2012). Vissenatlas Gelderland. Ecologie en verspreiding van zoetwatervissen in Gelderland. Uitgeverij Profiel, Bedum.

van Kessel, N., Dorenbosch, M., Kranenbarg, J., van der Velde, G. & Leuven, R. (2014). Invasieve grondels in de grote rivieren en hun effect op de beschermde rivierdonderpad. De Levende Natuur 115(3), 122-128.

van Kleunen, M., Weber, E., & Fischer, M. (2010). A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. Ecology letters, 13(2), 235-245.

van Turnhout, C., van der Weide, M., Kurstjens, G., & Leuven, R. (2007). Natuurontwikkeling in rivieruiterwaarden: hoe reageren broedvogels? De Levende Natuur, 108(2), 52-57.

Verstijnen, Y.J.M., Lucassen, E.C.H.E.T., van der Gaag, M., Wagenvoort, A.J., van der Velde, G., & Smolders, A.J.P. (2019). Trophic relationships in Dutch reservoirs recently invaded by Ponto-Caspian species: insights from fish trends and stable isotope analysis. Aquatic Invasions, 14(2), 280-298.

Verbeek, P.J.M. & R.F.M. Krekels (red.) (1994). Monitoring nevengeul Beneden Leeuwen en monitoring amfibieën Druten. Rapport Natuurbalans 199404.

Vermeule, W., Maessen, M., & Reijerink, J. (2010). Fosfor en het toepassen van baggerspecie in diepe plassen. H2O, 43(23), 42.

Vieira da Silva, J., L. Lokin, (2019). Jaarlijkse actualisatie modellen. Maas 2019. Rapport HKV

Visser, P.M., Ketelaars, H.A.M., van Breemen, L. & Mur, L.R. (1996a). Diurnal buoyancy changes of Microcystis in an artificially mixed storage reservoir. Hydrobiologia, 331, 131-141.

Visser, P.M., Ibelings, B.W., vander Veer, B., Koedood, J. & Mur, L.R. (1996b) Artificial mixing prevents nuisance blooms of the cyanobacterium Microcystis in Lake Nieuwe Meer, the Netherlands. Freshwater Biology, 36, 435-450.

Vogel. R. (1995). De avifaunistische waarde van een aantal ontgrondingsplassen langs Rijn en Rijntakken in 1984-93. Sovon informatierapport 1995/01.

Wantzen, K.M., Rothhaupt, K.-O., Mörtl, M., Cantonati, M., G.-Tóth, L. & Fischer, P. (2008) Ecological effects of water-level fluctuations in lakes: an urgent issue. Hydrobiologia, 613, 1-4.

Weilhartner, A., Muellegger, C., Kainz, M., Mathieu, F., Hofmann, T., & Battin, T. J. (2012). Gravel pit lake ecosystems reduce nitrate and phosphate concentrations in the outflowing groundwater. Science of the total environment, 420, 222-228.

Wetzel, R.G. (1990). Land-water interfaces: Metabolic and limnological regulators. SIL Proceedings, 1922-2010, 24, 6-24.

Wetzel, R.G. (2001). Limnology. Lake and river ecosystems, 3 edn. Academic press, San Diego, California, U.S.A.

Wolters, H., (2001). Onderzoek Ecologie Rivierengebied, Deelonderzoek Hydrologie. Werkdocument RIZA.

Wolters, H.A., Platteeuw, M & Schoor, M.M. (red) (2001). Richtlijnen voor inrichting en beheer van uiterwaarden. Rapport 2001.059. RIZA, Lelystad.

Wüest A, Piepke G, Van Senden DC (2000). Turbulent kinetic energy balance as a tool for estimating vertical diffusivity in wind-forced stratified waters. Limnol Oceanogr 45:1388–1400. doi:10.4319/lo. 2000.45.6.1388

Wyngaert, van der, I., (2002). Onderzoek Ecologie Rivierengebied, Deelonderzoek Waterchemie. Werkdocument Universiteit Utrecht

Zhang, X., Taylor, W.D., & Rudstam, L.G. (2017). Herbivorous snails can increase water clarity by stimulating growth of benthic algae. Environmental Science and Pollution Research, 24(31), 24698-24707.

Zoetemeyer B. & Van der Spiegel T. (1997). Diepe wateren en hun visstand (III). Organisatie Ter Verbetering Van de Binnenvisserij-Bericht, 3, 87–92.

Žydelis, R., & Kontautas, A. (2008). Piscivorous birds as top predators and fishery competitors in the lagoon ecosystem. Hydrobiologia, 611(1), 45-54.

Bijlage A: Begrippenlijst

Aeroob: zuurstofgebruikend/met behulp van zuurstof.
Algenbloei: vaak snelle ontwikkeling van grote hoeveelheden (blauw)algen in watersystemen.
Anaeroob: zuurstofloos/zonder behulp van zuurstof.
Binnendijks: gebied aan de landzijde van een (winter)dijk, beschermd tegen overstromingen.
Buitendijks: gebied aan de waterzijde van een (winter)dijk wat potentieel kan overstromen.
Chlorofyl-α: kleurstof in heterotrofe organismen gebruikt bij de fotosynthese. Vaak gebruikt als maat voor algenbiomassa.
Elektronenacceptor: chemische stof die elektronen kan opnemen. Ook wel oxidator genoemd.
Elektronendonor: chemische stof die elektronen kan afstaan. Ook wel reductor genoemd.
Epiliminion: de warme, goed-gemengde, waterlaag boven de spronglaag/metalimnion.
Epi/Supralitoraal: zone die zich boven of op de waterrand bevindt en waar (tijdelijke) droogval voorkomt.
Eurytoop: eurytope vissoorten bezetten een zeer brede niche en dus niet zo kieskeurig. Dit zijn soorten zoals brasem (*Abramis brama*), blankvoorn (*Rutilus rutilus*), baars (*Perca fluviatilis*) en pos (*Gymnocephalus cernua*).
Eutrofiëring: vermesting (door een overmaat aan voedingsstoffen) van het water.
Fotische zone: de laag waar genoeg licht doordringt voor fotosynthese.
Herfstomkering: proces waarbij het water na stratificatie onder invloed van wind weer geheel wordt gemixt.
Hypolimnion: de koude waterlaag onder de spronglaag/metalimnion.
KRW: Kaderrichtlijn Water. Europese regelgeving ten behoeve van de waterkwaliteit.
Limnofiel: limnofiele vissoorten prefereren stilstaand helder en eventueel vegetatierijk water. Dit zijn soorten zoals rietvoorn (*Scardinius erythrophthalmus*), vetje (*Leucaspius delineatus*), tiendoornige stekelbaars (*Pungitius pungitius*) en zeelt (*Tinca tinca*).
Littoraal: oeverzone waar geen of beperkte temperatuursgelaagdheid voorkomt, en waarbij het licht vaak tot op de bodem reikt.
Macrofauna: kleine ongewervelde organismen die met het blote oog te zien zijn.
Metalimnion: spronglaag of thermocline, laag tussen het epilimnion en hypolimnion, gekenmerkt door een sterke temperatuursverandering.
Microstratificatie: stratificatie wat kan optreden in kleine watersystemen zoals slootjes.
Nalevering: het vrijkomen van nutriënten uit de waterbodem naar de waterlaag.
Oxycline: laag tussen het epilimnion en hypolimnion, gekenmerkt door een sterke zuurstofverandering.
Pelagiaal: open-water zone welke kan worden ingedeeld aan de hand van de lichtdoordringing of temperatuurstratificatie.
Perifyton: micro-organismen, meestal een mix van (blauw)algen, microben en detritus, welke leven op vast substraat.
Piscivoor: visetend. Diverse diergroepen kunnen piscivoor zijn zoals vissen, vogels en zoogdieren.
Plankton: zwevend organisme in de waterkolom.
Profundaal: diepe waterbodem gelegen onder de open water zone.
Redoxreactie: chemische reactie tussen stoffen waarbij uitwisseling van elektronen plaats vindt tussen een elektrondonor (staat elektronen af) en een elektronacceptor (neemt elektronen op).
Stratificatie: gelaagdheid van de waterkolom in bijvoorbeeld een meer of plas.
Strijklengte: de langste ononderbroken afstand waarover de wind over het water kan waaien.
Thermorefugium: plaats die als schuilplaats dient tegen nadelige/ongunstige temperaturen voor een bepaald organisme.
Trofiegraad: geeft de voedselrijkdom van het water aan (eutroof = voedselrijk, oligotroof = voedselarm).
Verblijftijd: of retentietijd, is de gemiddelde tijd dat het water of andere suspensie verblijft in een watersysteem.

Bijlage B: Specificatie analysemethoden

Bewerking van de bodemmonsters

Drooggewicht en organisch stofgehalte

Om het vochtgehalte van het verse bodemmateriaal te bepalen werd het vochtverlies gemeten door bodemmateriaal in duplo af te wegen in aluminiumbakjes. De bakjes werden precies tot aan de rand afgevuld (volume = 40,5 ml), zodat de soortelijke massa van de bodem kan worden bepaald. De bodems werden gedurende minimaal 48 uur gedroogd in een stoof bij 60°C. Vervolgens werd het bakje met bodemmateriaal opnieuw gewogen en werd het vochtverlies berekend. De fractie organisch stof in de bodem werd berekend door via het gloeiverlies bepaald. Hiertoe werd gedroogd bodemmateriaal gedurende 4 uur verast in een oven bij 550°C. Na het uitgloeien werd het bakje met bodemmateriaal weer gewogen en werd het gloeiverlies berekend. Het gloeiverlies komt bij benadering overeen met het gehalte aan organisch materiaal in de bodem.

Destructie

Door de bodem te destrueren (ontsluiten) is het mogelijk de totale concentratie van bijna alle elementen in het materiaal te bepalen. Hiervoor werd 200 mg fijngemalen bodemmateriaal nauwkeurig afgewogen en in teflon destructievaatjes overgebracht. Aan het bodemmateriaal werd 5 ml geconcentreerd salpeterzuur (HNO3, 65%) en 2 ml waterstofperoxide (H2O2 30%) toegevoegd, waarna de vaatjes in een destructie-magnetron (Milestone microwave type mls 1200 mega of Ethos Easy) werden geplaatst. De monsters werden vervolgens gedestrueerd in gesloten teflon vaatjes. Na destructie werd het destruaat nauwkeurig overgebracht in 100 ml maatcilinders en aangevuld tot 100 ml met demiwater. Het destruaat werd bewaard bij 4 °C tot verdere analyse op de ICP-OES.

Standaardmetingen oppervlaktewater en bodemvocht/poriewater

De pH werd gemeten met een standaard Ag/AgCl2 elektrode verbonden met een radiometer (Copenhagen, type TIM840). De hoeveelheid opgelost anorganisch koolstof (TIC: CO2 en HCO3) werd bepaald met behulp van infrarood gas analyse (ABB Advance Optima IRGA). De alkaliniteit werd bepaald door een deel van het monster te titreren met 0,01 mol l-1 zoutzuur tot pH 4,2. De toegevoegde hoeveelheid equivalenten zuur per liter is hierbij de alkaliniteit. De EGV werd bepaald met een HACH EGV-probe verbonden met een HQD-meter. De turbiditeit van de oppervlaktewatermonsters werd bepaald met een Dentan Turbidimeter (model FN-5). De extinctie (450 nm) van de oppervlaktewatermonsters werd bepaald met een Biotek plaatreader. De monsters voor de auto-analyzer werden bewaard bij een temperatuur van –20 ºC tot aan de analyse. De monsters voor de ICP-OES werden aangezuurd voor analyse en bewaard bij 4 ºC.

Chemische analyses

Elementenanalyse (ICP en auto-analysers)

De concentraties calcium (Ca), magnesium (Mg), aluminium (Al), ijzer (Fe), mangaan (Mn), fosfor (P), zwavel (S; als maat voor sulfaat), silicium (Si) en zink (Zn) werden bepaald met behulp van een Inductively Coupled Plasma Spectrofotometer (ICP-OES, ICAP 6300, Thermo Fisher Scientific of, ARCOS MV, Spectro). De concentraties nitraat (NO3-), ammonium (NH4+) en fosfaat (PO43-) werden colorimetrisch bepaald met een Seal auto-analyser III met behulp van resp. salicylaatreagens, hydrazinesulfaat en ammoniummolybdaat/ascorbinezuur. Chloride (Cl-) werd colorimetrisch bepaald met een Bran+Luebbe auto-analyser III systeem met behulp van mercuritiocyanide. Natrium (Na+) en kalium (K+) werden vlamfotometrisch bepaald met een Sherwood Model 420 Flame Photometer.

Bijlage C: Plassen quickscans

In de quickscan werden monsters verzameld uit buitendijkse uiterwaardplassen langs de IJssel, Maas, Rijn en Waal in de periode van juli tot en met oktober 2019. De werkzaamheden werden uitgevoerd met medewerking van stagiaires. De plassen waren diep of verondiept, en aangetakt (eenzijdig en/of tweezijdig) dan wel geïsoleerd (Tabel 7). In de quickscan is uitsluitend op grove schaal en eenmalig gemeten.

Tabel 7. *Overzicht en kenmerken van de bezochte plassen tijdens de quickscan. Hierin is de gemeten maximale diepte tijdens bemonstering van quickscan danwel veldonderzoek weergegeven.*
Table 7. *Overview and characteristics of the lakes visited during the quick scan. In the table the maximum depth measured during quick scan or field study sampling is shown.*

Plas	Aangetakt (ja/nee)	Verondiept (ja/nee)	Max. diepte (m)	x	y
De Put Middelwaard	Nee	Nee	22	133228	444955
Dilkensplas	Nee	Nee	13	184880	347000
Eiland van Maurik	Ja	Nee	*niet gemeten*	156744	442268
Gamerensche Waarden	Ja*	Ja	9,5**	142032	424194
Groote Wielen Empel	Nee	Nee	*niet gemeten*	151700	417057
Hedelse Bovenwaard	Ja	Nee	37	148426	417048
Hondswaard Vuren	Ja*	Nee	19,5	130843	426000
Kil van Hurwenen	Ja*	Ja	12,5	148493	425518
Koornwaard Empel	Ja	Ja	9	151653	417608
Neswaarden	Ja	Nee	27	136161	422214
Oolderplas	Ja	Nee	26,5	193832	354752
Pietersplas Noord	Ja	Nee	*niet gemeten*	177110	315141
Plas bij Ochten	Ja	Nee	12	168400	435128
Plas Noord Windesheim	Ja	Nee	*niet gemeten*	203885	495982
Plas van Bruil	Nee	Nee	8,5	189184	443638
Plas Zuid Windesheim	Nee	Nee	*niet gemeten*	203974	495493
Put van Schoonhoven	Nee	Ja	14	160871	444235
Rammelwaard	Ja	Nee	13	209356	465926
Redichemse Waard	Ja	Nee	31,5	144864	443017
Rosandepolder	Ja	Ja	4,5	187618	442923
Schroevendaalse plas	Ja	Nee	12	185716	346720
Veenoordkolk	Ja	Ja	5	208197	472406
Verburgtskolk	Nee	Nee	5,5	185389	431694
Vonkerplas	Nee	Nee	22	157959	430825

*tweezijding aangetakte plas.
**lokaal diep putje, zie Bijlage G. Overwegend circa 4 m diep.

Bijlage D Veenoordkolk

Algemeen
De Veenoordkolk is een aan de westkant, eenzijdig aangetakte verondiepte plas aan de vrij afstromende zuidelijke IJssel. Het peil in de rivier wordt bij lage afvoer op peil gehouden door de stuw bij Driel in de Neder-Rijn. Het betreft een voormalig diepe plas welke is ontstaan na grootschalige zandwinning. Tussen 2012 en 2018 is te plas verondiept van ca. 12 naar ca. 6 m diep t.b.v. natuurontwikkeling, met baggerspecie afkomstig uit het project Ruimte voor de Rivier (GrondbankGMG, 2018). De plas en oevers rondom worden jaarlijks geïnundeerd door de rivier (RWS, viewer Oost-Nederland). Rondom de plas is sprake van extensief begraasd natuurgrasland (IJssellandschap), ten noordoosten van de plas ligt de stad Deventer.



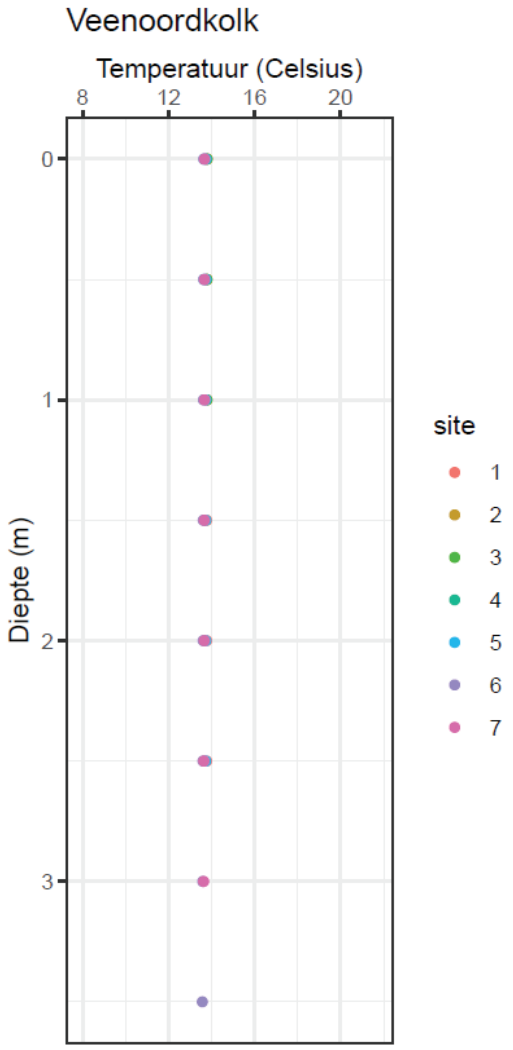
Figuur 49. *Overzicht van monster locaties voor bodem- en waterbemonstering.*
Figure 49. *Overview of the sediment and water sample locations.*

In de Veenoordkolk zijn 7 locaties bemonsterd (Figuur 49). Op locatie 1-7, zijn zowel de biogeochemische parameters, de vegetatie, het fytoplankton bemonsterd. Daarnaast zijn op deze locaties ook licht, opgelost zuurstof, pH, EGV en temperatuurprofielen gemaakt. Nabij locatie 1, alsmede aan de westzijde bij de aantakking op de rivier is de waterkwaliteit bepaald.

Morfologie
De Veenoordkolk heeft een oppervlakte van 0.30 km^2, een volume van 166,827m^3, een gemiddelde diepte van 1,9 m en een maximale diepte van 5,2 m in de zomer. Het oevertalud loopt geleidelijk af, en diepere putten ontbreken (Kaarten 1). Alhoewel deze plas niet een officieel KRW-waterlichaam is, valt hij qua morfologie onder het M5-type: open, lijnvormig waterlichaam met een open verbinding naar de rivier.

Stratificatie

De Veenoordkolk heeft een volledig gemengde waterkolom (Figuur 50). De zuurstofverzadiging in de bovenste meter van de waterkolom voldoet aan de voorwaarden voor goed ecologisch potentieel (91% ± 14%).

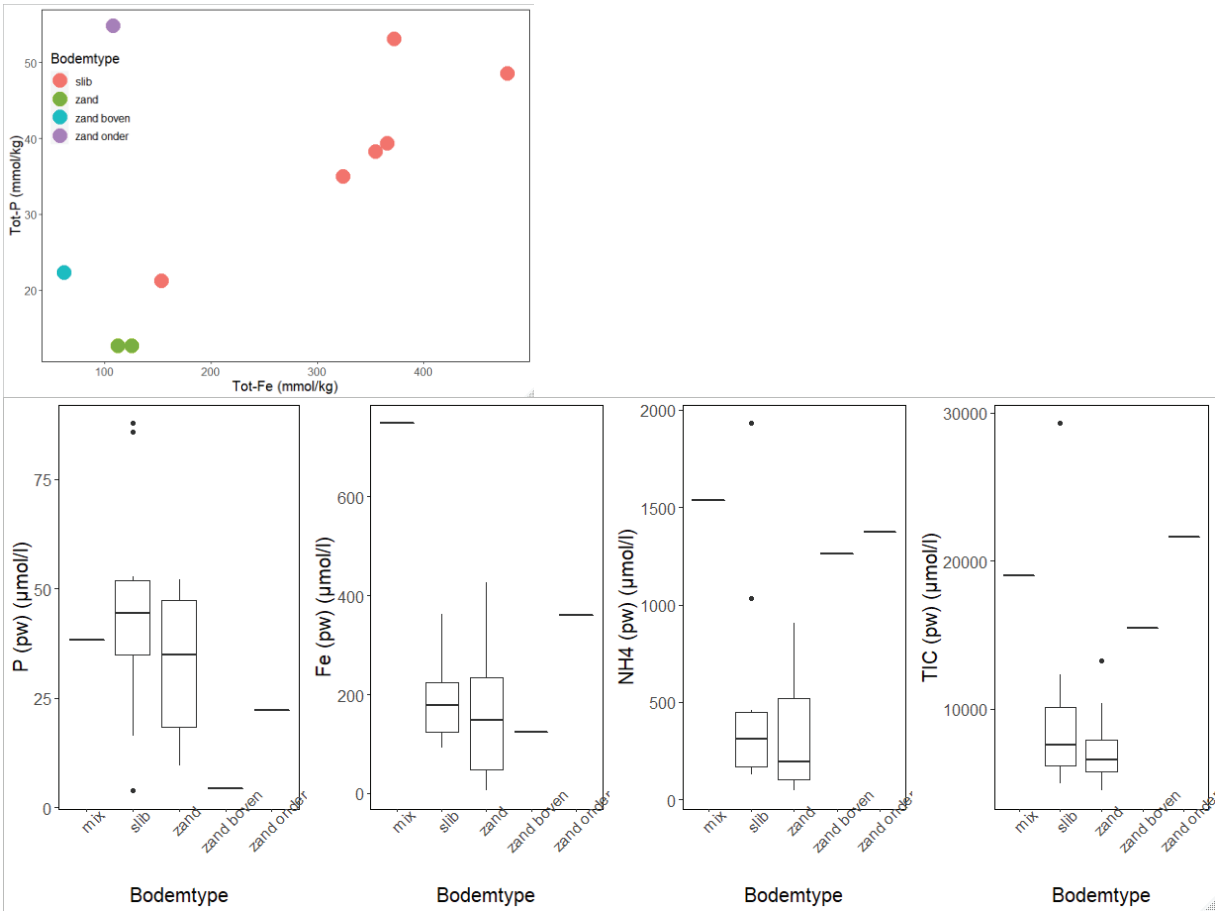


Figuur 50. *Temperatuurprofielen van het water op de monsterlocaties.*
Figure 50. *Temperature profiles of the surface water at the sample locations.*

Biogeochemie

De bodem in de verondiepte Veenoordkolk bestond uit slib en zand. Het slib leek deels te bestaan uit verweekte klei. Dieper in de bodem op locatie 7 werd ook zand aangetroffen wat waarschijnlijk de afdeklaag betrof van het verondiepingsmateriaal. Dit is ook bemonsterd (bovenste en onderste laag van dit zand).

De slibbodems waren voedselrijk (rijk aan Totaal-P) en ijzerrijk (Figuur 51). Ook de onderste laag zand was P-rijk. De slibbodems waren tevens het rijkst aan P in het poriewater, maar de zandbodems waren vergelijkbaar (Figuur 51). De anorganisch koolstof en ammoniumconcentraties waren lokaal hoog in het slib en de onderliggende zandlaag. Het poriewater was doorgaans ijzerhoudend. De Fe/P ratio's (poriewater) waren sterk wisselend tussen locaties en seizoenen (range 0,6-95). Lokaal is er een sterk risico op P-nalevering, vooral in de diepste bodems en op locatie 1, 2 en 6.



Figuur 51. *Boven: Relatie tussen totaal-fosfor en totaal-ijzer (mmol/kg drooggewicht) (zomerwaarden). Onder: Concentratie (µmol/l) van fosfor, ijzer, ammonium en anorganisch koolstof in het poriewater (zomer- en winterwaarden) in de verschillende typen bodems.*

Figure 51. *Above: Relationship between total-phosphorus and total-iron (mmol/kg dry weight) (summer values). Below: Concentration (µmol/l) of phosphorus, iron, ammonium and inorganic carbon in the pore water (summer and winter values) in the different sediment types.*

In de plas was er geen sprake van stratificatie (Figuur 50). Dit is terug te zien in de waterkwaliteit (Tabel 8). Het ondiepe en diepere water verschillen weinig van elkaar. In de zomer valt het water in de klasse '(zeer) goed', voor KRW-type M5 qua P-rijkdom, 'matig' voor de pH en is het laag in ammonium. Het ondiepe water in het midden van de plas is iets minder voedselrijker dan het instromende water. In de winter waren de concentraties in de waterlagen hoger dan in de zomer en vergelijkbaar met de bovenstroomse rivier (ca. 3-4,5 µmol/l, meetpunt Lobith ponton 2019, RWS). Vóór verondieping lagen de totaal-P concentraties hoger, wat ook in overeenstemming is met de concentraties in de Rijn (Tiemessen, 2018).

Tabel 8. *Enkele waarden van de oppervlaktewaterkwaliteit (zomer = juli 2020, winter = februari 2021). Concentraties in µmol/l en mg/l.*

Table 8. *Several values of surface water quality (summer = July 2020, winter = February 2021). Concentrations in µmol/l and mg/l.*

			µmol	µmol	µmol	µmol	µmol	µmol	mg	mg	mg	mg	mg	mg
Seizoen	**Waterlaag**	**pH**	**HCO3**	**NO3**	**NH4**	**Fe**	**P**	**SO4**	**HCO3**	**N (NO3)**	**N (NH4)**	**Fe**	**P**	**SO4**
Zomer	Ondiep	8.57	16	28	2.4	4.9	1.2	534	1.0	0.40	0.03	0.27	0.04	51.3
Winter	Ondiep	7.42	161	291	13.7	22.3	3.1	474	9.8	4.07	0.19	1.25	0.10	45.5
Zomer	Diep	8.58	16	34	0.7	7.4	1.5	535	1.0	0.47	0.01	0.41	0.05	51.4
Winter	Diep	7.53	156	292	13.3	23.1	3.2	475	9.5	4.09	0.19	1.29	0.10	45.6
Zomer	Instroom	8.24	41	83	0.0	4.4	1.8	564	2.5	1.16	0.00	0.25	0.06	54.2
Winter	Instroom	7.58	337	238	8.2	10.9	2.0	487	20.6	3.33	0.11	0.61	0.06	46.8

Lichtbeschikbaarheid en primaire productie

Het onderwaterlichtklimaat van de Veenoordkolk is matig, maar dit resulteert niet in een te hoge fytoplanktonbiomassa (Tabel 9). Wel lijkt de vegetatieontwikkeling beperkt te worden door het lichtklimaat, aangezien op geen enkele locatie waterplanten werden aangetroffen. Ook uit eerder onderzoek bleken er geen of nauwelijks waterplanten voor te komen (GrondbankGMG, 2018).

Tabel 9. *Overzicht van lichtbeschikbaarheid en aanwezigheid van primaire producenten. In groen de fysisch-chemische en biologische kwaliteitselementen met Goed Ecologisch Potentieel, in oranje de fysisch-chemische en biologische kwaliteitselementen met Matig Ecologisch Potentieel.*

Table 9. *Overview of light availability and presence of primary producers. In green the physico-chemical and biological quality elements with Good Ecological Potential, in orange the physico-chemical and biological quality elements with Moderate Ecological Potential.*

Lichtbeschikbaarheid	**Waterkolom**		**Epilimnion**		**Hypolimnion**	
	Gemiddelde	*Stdev*	*Gemiddelde*	*Stdev*	*Gemiddelde*	*Stdev*
Secchidiepte (m)	0.59	0.04			n.a.	
Turbiditeit (FTU)			8.46	3.61	n.a.	
Primaire producenten						
Totaal Chl-A (µg/L)			6.36	4.67	n.a.	
CyanoChl-A (µg/L)			1.44	1.05	n.a.	
Aantal planten soorten	0 n.a.					

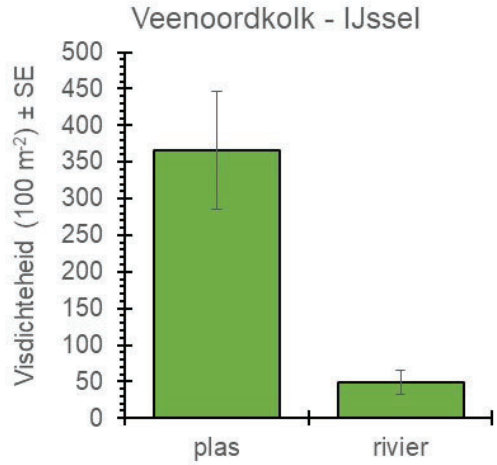
Vissen

Visbemonsteringen in de ondiepe oeverzone van de plas in de zomer van 2020 leverde 11 vissoorten op, in de nabij gelegen IJssel kwamen 8 soorten in de ondiepe oeverzone voor (Tabel 10). Er werden voornamelijk juveniele vissen (geboren in 2020) in de ondiepe oeverzones aangetroffen. De soorten blankvoorn en baars domineerde de visgemeenschap in de plas. In de aangrenzende IJssel was winde de dominante vissoort. De totale visdichtheid in de oeverzone van de plas was aanzienlijk hoger dan die van de rivier (Figuur 52).

Tabel 10. *Overzicht visdichtheden (100 m-2) in ondiepe oeverzones van de Veenoordkolk met de aangrenzende IJssel (juli 2020, zegennet).*

Table 10. *Overview of fish densities (100 m-2) in shallow riparian zones of the Veenoordkolk and the adjacent IJssel River (July 2020, seine net).*

	Veenoordkolk			
	plas		*rivier*	
Soort:	mean	± SE	mean	± SE
blankvoorn	176,3	43,0	5,2	2,2
baars	158,3	42,9	8,8	7,3
winde	12,9	0,3	13,9	6,2
pontische stroomgrondel	5,4	0,3	5,3	3,2
zwartbekgrondel	0,6	0,1	9,6	4,2
roofblei	5,3	1,2	0,9	0,2
sneep	0,2	0,2	4,2	1,7
alver	3,6	2,7	--	--
snoekbaars	1,9	1,2	--	--
brasem	1,8	0,6	--	--
serpeling	--	--	1,3	1,3
ruisvoorn	0,2	0,2	--	--
Totaal:	366,4	80,5	49,2	15,9



Figuur 52. *Vergelijking tussen totale visdichtheid (100 m-2) in ondiepe oeverzones van de Veenoordkolk met de aangrenzende IJssel (juli 2020, zegennet).*
Figure 52. *Comparison of total fish density (100 m-2) in shallow riparian zones of the Veenoordkolk with the adjacent IJssel River (July 2020, seine net).*

De visgemeenschap in zowel de Veeonoordkolk als de aangrenzende IJssel is in de zomer (2020) en winter (2020/2021) in beeld gebracht op basis van eDNA detectie (
Tabel 11). Op basis van eDNA signalen zijn in de plas 15 vissoorten aangetroffen. Van acht soorten wordt eDNA in grotere hoeveelheden jaarrond in de plas aangetroffen. Deze soorten zijn zowel in de winter (winterhabitat) als in de zomer (opgroeigebied) in grotere aantallen. Van twee soorten werd eDNA alleen in de zomer of winter in de plas is aangetroffen, van vijf soorten alleen eDNA in de winter. eDNA van winde werd alleen in de zomer in de plas gevonden, de soort maakt mogelijk alleen van de plas gebruik als opgroeigebied. eDNA van houting werd daarentegen alleen in de winter in de plas aangetroffen, deze soort gebruikt de plas mogelijk alleen als overwinteringgebied.

Tabel 11. *Overzicht aangetroffen vissoorten op basis van eDNA-detectie in zomer (2020) en winter (2020/2021) in de Veenoordkolk en aangrenzende IJssel. eDNA van een soort kan in een dermate lage concentratie in de plas worden aangetroffen dat het niet uit te sluiten is of het eDNA van elders is aangevoerd (bijv. door overstroming), deze soorten zijn aangeven onder de kop 'soorten met zwak eDNA-signaal in plas, zeldzaam/niet in plas aanwezig'.*
Table 11. *Overview of fish species found based on eDNA detection in summer (2020) and winter (2020/2021) in the Veenoordkolk and adjacent IJssel River. eDNA of a species can be found in such a low concentration in*

the lake that it is impossible to exclude that the eDNA has been brought in from elsewhere (e.g. by flooding), these species are indicated under the heading 'soorten met zwak eDNA-signaal in plas, zeldzaam/niet in plas aanwezig'.

Soorten met sterk eDNA-signaal in plas in zomer en winter:
brasem
alver
snoek
zwartbekgrondel
baars
marmergrondel
blankvoorn
snoekbaars

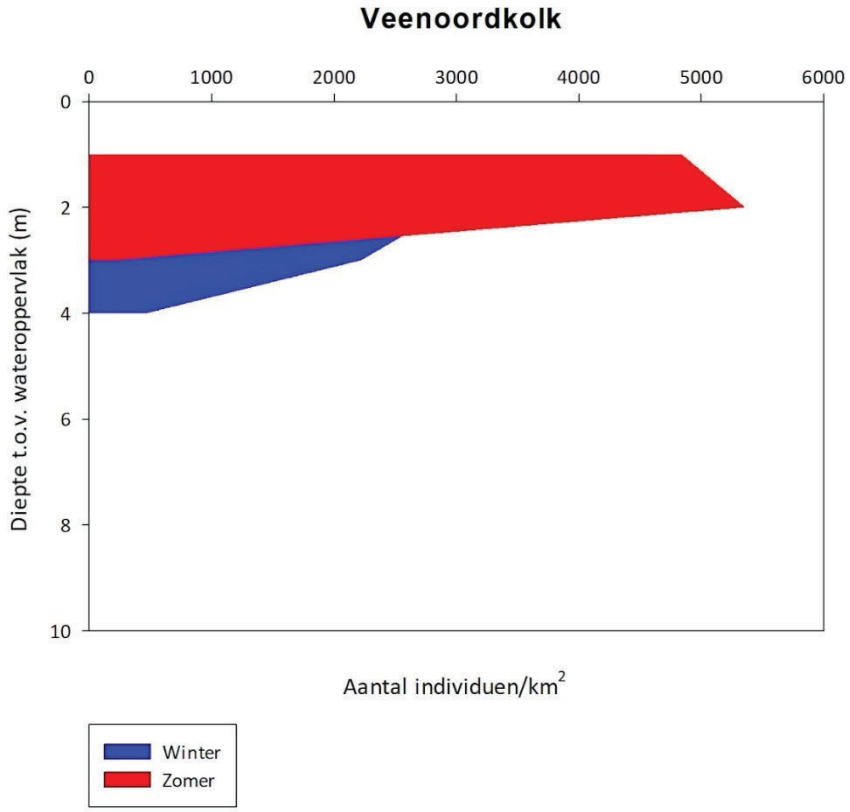
Soorten uitsluitend eDNA-signaal in plas in zomer:
winde
Pontische stroomgrondel

Soorten uitsluitend eDNA-signaal in plas in winter:
houting
Kesslers grondel
bermpje
karper
zeelt

Soorten met zwak eDNA-signaal in plas, zeldzaam/niet in plas aanwezig:
regenboogforel

Soorten uitsluitend eDNA-signaal in IJssel:
paling
kolblei
barbeel
pos
bittervoorn
roofblei
meerval
kopvoorn

N soorten in plas	**15**
N soorten in rivier	**21**



Figuur 53. *Aantal aangetroffen individuen vis per km^2 per diepte in de winter (blauw) en zomer situatie (rood).*

Figure 53. *Number of individual fish per km^2 found per depth in the winter (blue) and summer situation (red).*

Op basis van sonar metingen is in de zomer het aantal aangetroffen individuen vis beduidend hoger (10431 ind/km^2) dan in de winter (6011 ind/km^2) (Figuur 53).

Vogels

Voor een karakterisering van het vogelleven van de Veenoordkolk gebruiken we telgegevens uit het Meetnet Watervogels voor het telgebied RG2223 "Ravensweerd-Spoorburg Deventer" (Figuur 54). Voordeel van het gebruiken van deze gegevens is dat er een rijkdom aan gegevens is, uit meerdere seizoenen, van zowel het winter- als het zomerhalfjaar. Nadeel is dat het telgebied groter is dan alleen de Veenoordkolk, en bijvoorbeeld ook de uitwerwaarden ten zuiden van Deventer omvat. We rapporteren alleen soorten die direct aan water gebonden zijn (en dus geen soorten die bijv. alleen in moerasvegetatie of natte graslanden te vinden zijn) (Tabel 12).



Figuur 54. *Telgebied RG2223 Ravensweerd, Spoorburg Deventer, inclusief de Veenoordkolk midden in het gebied.*

Figure 54. *Counting area RG2223 Ravensweerd, Spoorburg Deventer, including the Veenoordkolk in the middle of the area.*

Tabel 12. *Gemiddelden van watervogels en aantal waarnemingen (obs) tijdens het zomerhalfjaar en winterhalfjaar in het telgebied RG2223 van het Meetnet Watervogels waargenomen over een periode van 20 jaar (2001-2021). Alleen strikt aan water gebonden soorten zijn getoond. Soorten met asterisk zijn tijdens veldwerk door medewerkers van B-WARE waargenomen in de Veenoordkolk.*

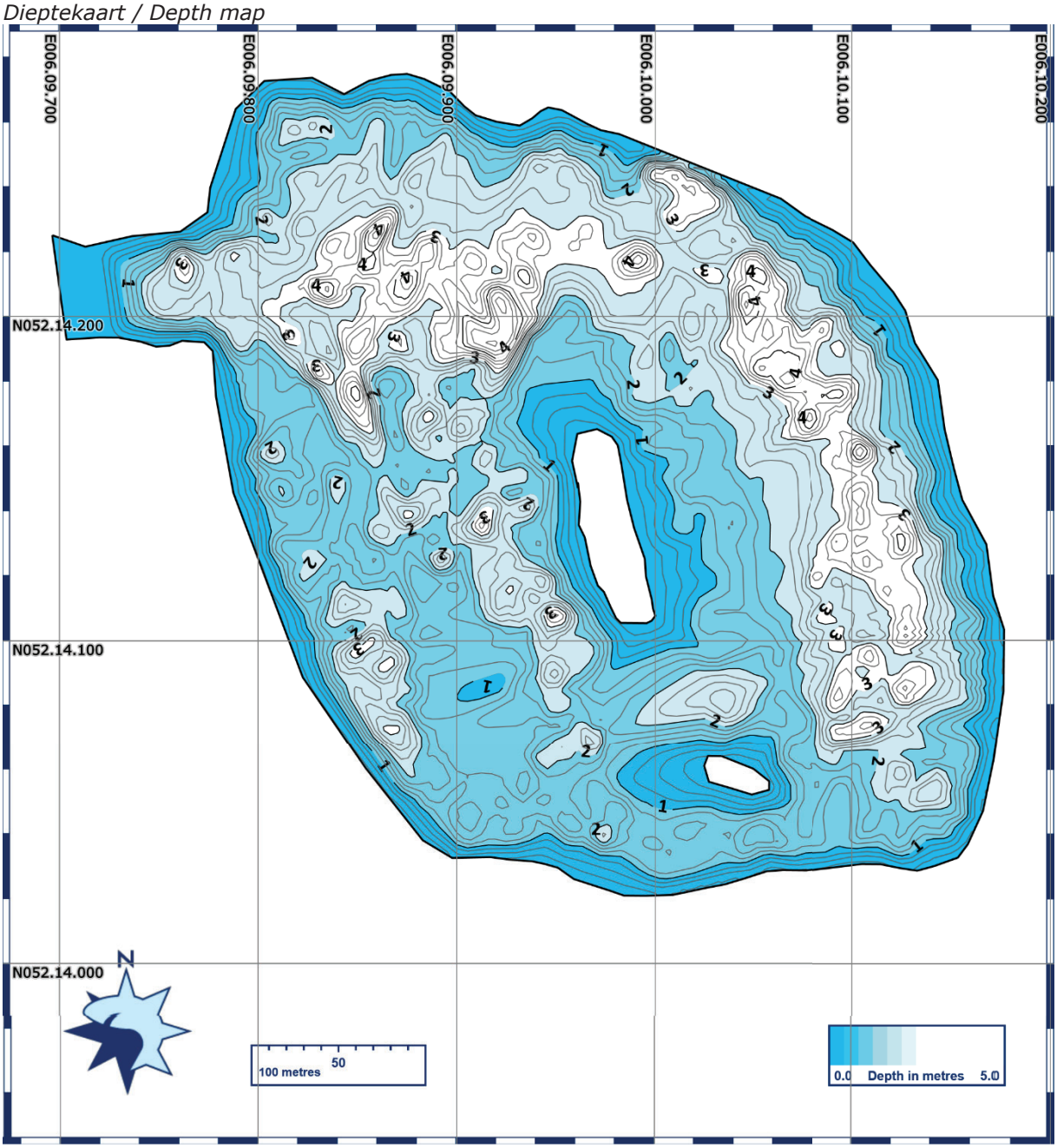
Table 12. *Averages of waterbirds and number of observations (obs) during the summer half-year and winter half-year in the counting area RG2223 of the Meetnet Watervogels (waterfowl monitoring network) observed over a period of 20 years (2001-2021). Only species strictly associated with water are shown. Species with an asterisk are observed in the Veenoordkolk during fieldwork by B-WARE staff.*

Soort	Gem. zomer	Obs. zomer	Gem. winter	Obs. winter
Aalscholver*	15	18	27	161
Bergeend	13	20	6	54
Blauwe Reiger	2	13	5	109
Boerenzwaluw	12	5	39	4
Bontbekplevier	2	7	2	3
Brandgans	23	22	117	156
Brilduiker	0	0	2	22
Casarca	0	0	9	1
Dodaars	0	0	2	47
Fuut	6	19	8	118
Graspieper	6	2	0	0
Grauwe Gans*	33	40	109	303
Grote Canadese Gans*	7	21	27	163
Grote Mantelmeeuw	2	4	2	50
Grote Zaagbek	6	1	4	16

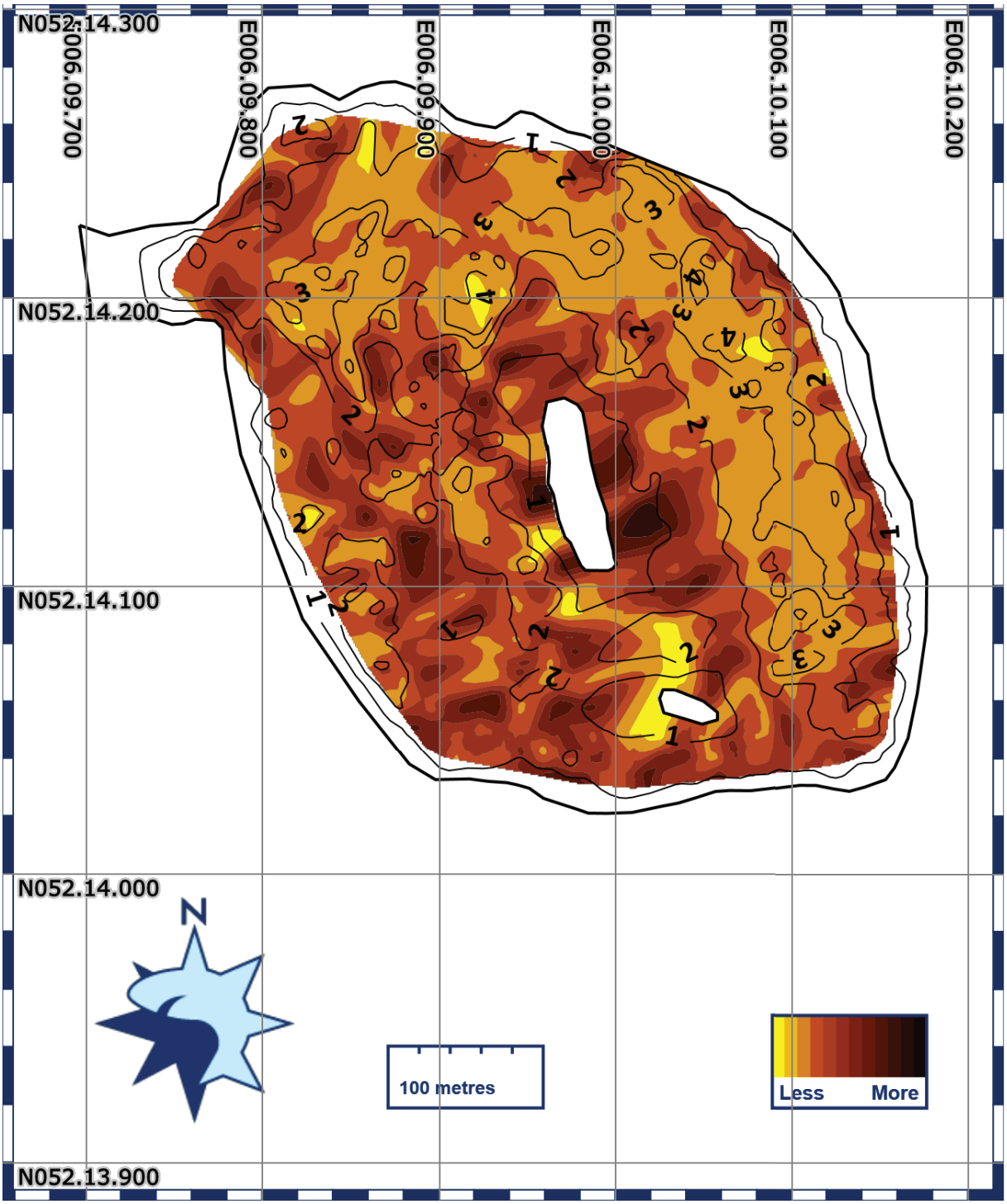
Soort	Gem. zomer	Obs. zomer	Gem. winter	Obs. winter
Grote Zilverreiger	0	0	2	49
Grutto	109	8	104	26
IJslandse Grutto	0	0	5	1
Kemphaan	0	0	4	1
Kievit	16	8	94	119
Kleine Mantelmeeuw	10	11	5	50
Kleine Plevier	3	8	0	0
Knobbelzwaan	2	8	3	39
Kokmeeuw	37	15	186	142
Kolgans	32	11	226	187
Krakeend	10	7	11	62
Kuifeend	3	4	13	92
Lepelaar	0	0	2	3
Mandarijneend	0	0	3	4
Meerkoet*	36	19	85	192
Middelste Zaagbek	0	0	3	3
Nijlgans	6	16	8	71
Nonnetje	0	0	5	9
Oeverloper	0	0	3	18
Ooievaar	3	14	3	34
Pijlstaart	0	0	4	17
Scholekster*	20	29	29	112
Slobeend	0	0	6	28
Smient	44	14	235	288
Soepeend	7	11	9	70
Soepgans	31	21	38	208
Stormmeeuw	4	9	33	88
Tafeleend	0	0	30	30
Topper	0	0	5	1
Tureluur	8	9	5	9
Visdief*	7	18	4	2
Watersnip	0	0	11	3
Wilde Eend	15	24	29	167
Wilde Zwaan	0	0	5	6
Wintertaling	5	5	18	78
Witgat	3	2	0	0
Wulp	9	12	69	154
Zilvermeeuw	10	13	12	106
Zomertaling	3	2	4	2
Zwarte Zwaan	0	0	3	2

Kaarten 1. Veenoorkolk

Dieptekaart / Depth map



Bodemhardheidkaart / Sediment hardness map*



**De donkere bruintinten geven een relatieve harde bodem weer, de geeltinten een zachte-slibbige bodem.*

Bijlage E: De Put Middelwaard

Algemeen
De Put (Middelwaard) is een geïsoleerde plas in het vrij afstromende deel van de Lek (net voorbij de stuwcomplex Hagestein). De plas betreft een diepe plas welke is ontstaan na grootschalige zandwinning. De inundatiefrequentie van de graslanden rondom de plas is 1:5 en minder frequent voor de plas zelf (RWS, viewer Oost-Nederland). De oostzijde van de plas is in gebruik als zwemlocatie en ten zuidoosten is een bos aanwezig. Het overige land rondom de plas inclusief de zone tussen de rivier en de plas is (extensief begraasd) grasland.



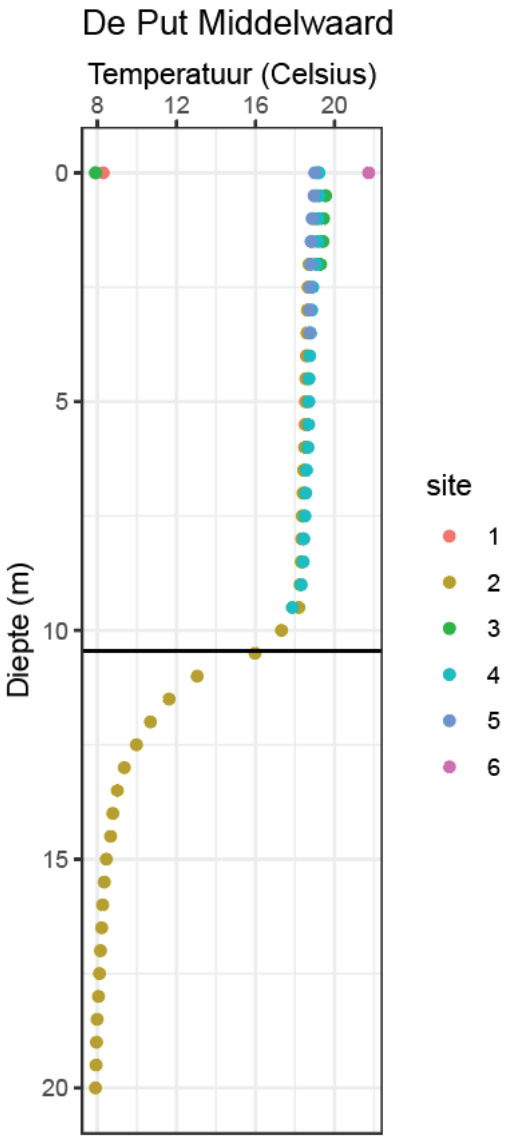
Figuur 55. *Overzicht van monster locaties voor bodem- en waterbemonstering.*
Figure 55. *Overview of the sediment and water sample locations.*

In De Put (Middelwaard) zijn 6 locaties bemonsterd (Figuur 55). Op locatie 1-6, zijn zowel de biogeochemische parameters, de vegetatie als het fytoplankton bemonsterd. Daarnaast zijn op deze locaties ook licht, opgelost zuurstof, pH, EGV en temperatuurprofielen gemaakt. Op locatie 2 en 6 is ook de waterkwaliteit bemonsterd.

Morfologie
De Put Middelwaard heeft een oppervlakte van 0,18 km^2, een volume van 1620.654 m^3, een gemiddelde diepte van 8,9 m en een maximale diepte van 21,7 m in de zomer. Het oevertalud is redelijk steil, en neemt binnen 50 meter af tot 10 m (Kaarten 2). In het midden van de plas ligt het diepere deel van de plas. Qua KRW typologie kan de Put aangeduid worden als een M20, oftewel een matig grote diep gebufferd meer.

Stratificatie
De Put is duidelijk gestratificeerd met een spronglaag net onder de 10 m (Figuur 56). Verder is de zuurstofconcentratie boven de spronglaag vaak > 5 mg/l en daalt deze onder de spronglaag tot <

1 mg/l in de diepste delen van de plas. De toplaag van het water heeft echter op een aantal locaties een zeer lage zuurstofconcentratie wat kan duiden op een drijflaag. De zuurstofverzadiging in de bovenste meter van de waterkolom voldoet over het algemeen aan het Matig tot Ontoereikend Ecologisch Potentieel van M20, met een gemiddelde zuurstofverzadiging van 56% ± 30%. Onderin het hypolimnion is de plas niet geheel zuurstofloos, maar wordt zuurstof wordt wel grotendeels opgebruikt (<1 mg/L).



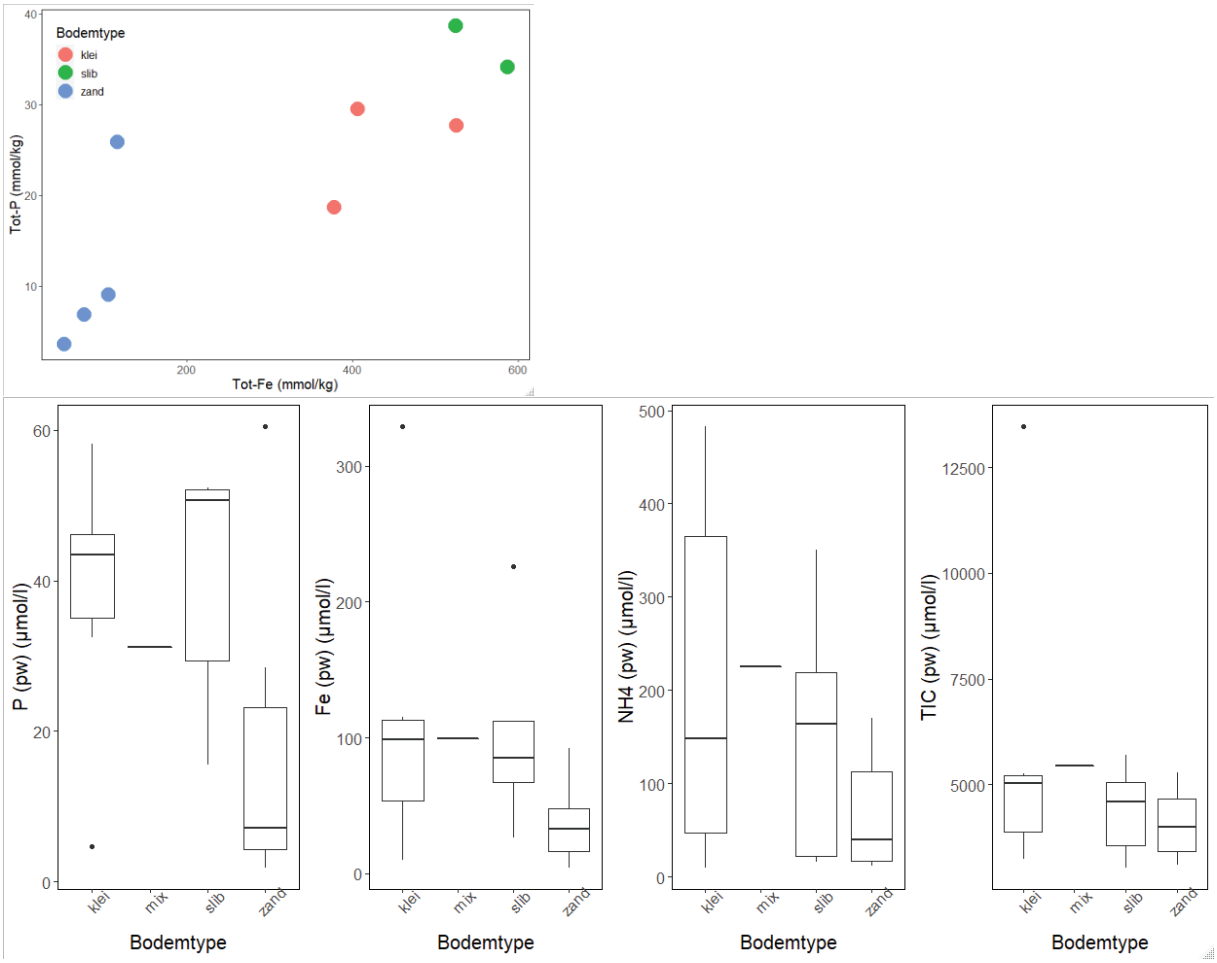
Figuur 56. *Temperatuurprofielen van het water op de monsterlocaties.*
Figure 56. *Temperature profiles of the surface water at the sample locations.*

Biogeochemie

De bodem in De Put bestond uit slib, klei of zand. Het slib leek deels te bestaan uit verweekte klei. Zand werd aangetroffen op locaties 1 (dieper in de bodem), 3, 5 en 6 (als toplaag) (Figuur 55). De bodemhardheidkaart laat zien dat de zachtere slibbodem lijkt op de hopen in de diepere delen van de plas (Kaarten 2).

De slib- en kleibodems waren voedselrijk (rijk aan Totaal-P) en ijzerrijk (Figuur 57). De zandbodem op locatie 1 was ook P-rijk. De slib- en kleibodems waren tevens ook het meest P- en ammoniumhoudend in het poriewater (Figuur 57), met de hoogste waarden in de zomer. Het poriewater was doorgaans matig ijzer- en anorganisch koolstofhoudend. De Fe/P ratio's

(poriewater) waren matig tot laag (gemiddeld 3,4), wat een matig risico geeft op P-nalevering naar de waterlaag.



Figuur 57. *Boven: Relatie tussen totaal-fosfor en totaal-ijzer (mmol/kg drooggewicht) (zomerwaarden). Onder: Concentratie (µmol/l) van fosfor, ijzer, ammonium en anorganisch koolstof in het poriewater (zomer- en winterwaarden) in de verschillende typen bodems.*

Figure 57. *Above: Relationship between total-phosphorus and total-iron (mmol/kg dry weight) (summer values). Below: Concentration (µmol/l) of phosphorus, iron, ammonium and inorganic carbon in the pore water (summer and winter values) in the different sediment types.*

In de zomer was er sprake van stratificatie in de plas (Figuur 56). Dit is terug te zien in de waterkwaliteit (Tabel 13). Het water van het ondiepe epilimnion in het midden van de plas en aan de oever verschillen iets van het diepe hypolimnion. Het hypolimnion had een lagere pH (waarschijnlijk door nalevering en accumulatie van CO_2 uit de waterbodem), meer anorganisch koolstof en iets meer anorganisch stikstof en totaal-P. Het water is weinig voedselrijk. Het epi- en hypolimnion vallen in de klasse '(zeer) goed' voor KRW-type M20 qua P-rijkdom en respectievelijk 'matig' en 'zeer goed' voor de pH. Ook in eerdere jaren (2000-2009) waren de P-concentraties vrijwel altijd laag (onder detectielimiet) alsmede totaal-N (data Waterschap Rivierenland). In de winter waren de concentraties in de waterlagen meer vergelijkbaar met elkaar (geheel gemengde waterlaag) en was het water iets voedselrijker (P ≤ 1 µmol/l) en lager dan de rivier (ca. 3-4,5 µmol/l, meetpunt Lobith ponton 2019, RWS).

Tabel 13. *Enkele waarden van de oppervlaktewaterkwaliteit (zomer = augustus 2020, winter = januari 2021). Concentraties in µmol/l en mg/l.*

Table 13. *Several values of surface water quality (summer = August 2020, winter = January 2021). Concentrations in µmol/l and mg/l.*

			µmol	µmol	µmol	µmol	µmol	µmol	mg	mg	mg	mg	mg	mg
Seizoen	Waterlaag	pH	HCO3	NO3	NH4	Fe	P	SO4	HCO3	N (NO3)	N (NH4)	Fe	P	SO4
Zomer	Ondiep	8.61	1743	2.8	11.1	0.3	0.2	352	106	0.04	0.15	0.02	0.01	33.8
Winter	Ondiep	8.03	2055	5.5	0.6	1.7	0.8	290	125	0.08	0.01	0.09	0.02	27.9
Zomer	Diep	7.39	2570	21.3	23.8	1.6	0.5	338	157	0.30	0.33	0.09	0.02	32.4
Winter	Diep	7.95	5111	5.0	0.6	5.4	1.0	286	312	0.07	0.01	0.30	0.03	27.5
Zomer	Oever	8.69	1703	3.0	10.7	1.4	0.3	346	104	0.04	0.15	0.08	0.01	33.3
Winter	Oever	7.96	2134	4.4	0.5	1.1	0.7	301	130	0.06	0.01	0.06	0.02	28.9

Lichtbeschikbaarheid en primaire productie

Ondanks de relatieve voedselrijkdom is de beschikbaarheid van licht in de Put goed en zou niet limiterend moeten zijn voor plantengroei. Zowel het doorzicht als de hoeveelheid chlorofyl-a zijn kenmerkend voor een water met goed ecologisch potentieel (Tabel 14). In eerdere jaren (2000-2009) was de chlorofyl-a concentratie meestal < 5 µg/l (data Waterschap Rivierenland). Ook wordt op 5 van de 6 locaties vegetatie aangetroffen waaronder kranswieren (*Chara* sp.), aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*) en zittende *Zannichellia* (*Zannichellia palustris*).

Duikend (zomer 2020) aan de zuidoost kant van de plas was tot circa 7,5-8 m een bijna volledige bedekking van kranswier (waarschijnlijk sterkanswier: *Nitellopsis obtusa*), met lokaal waterplanten als aarvederkruid en waterpest. Op de meest ondiepe stukken was ook grote waterweegbree gevonden. Van 8 m tot de gedoken diepte van 12,5 kwam sporadisch nog wat kranswier en waterpest voor. Tijdens een duik 2018 werd ook veel sterkranswier naast tenger fonteinkruid en andere kranswieren en fonteinkruiden gevonden (Deltares, ongepubliceerde data). Alsmede soorten stijve en middelste waterranonkel.

Tabel 14. *Overzicht van lichtbeschikbaarheid en aanwezigheid van primaire producenten. In groen de fysisch-chemische en biologische kwaliteitselementen met Goed Ecologisch Potentieel.*
Table 14. *Overview of light availability and presence of primary producers. In green the physico-chemical and biological quality elements with Good Ecological Potential.*

Lichtbeschikbaarheid	Waterkolom		Epilimnion		Hypolimnion	
	Gemiddelde	*Stdev*	*Gemiddelde*	*Stdev*	*Gemiddelde*	*Stdev*
Secchidiepte (m)	5,7	n.a			n.a.	
Turbiditeit (FTU)			2,06	0,22	2,7	0,4
Primaire producenten						
Totaal Chl-A (µg/L)			0,14	0,05	n.a.	
CyanoChl-A (µg/L)			0,02	0,05	n.a.	
Aantal planten soorten	8					

Vissen

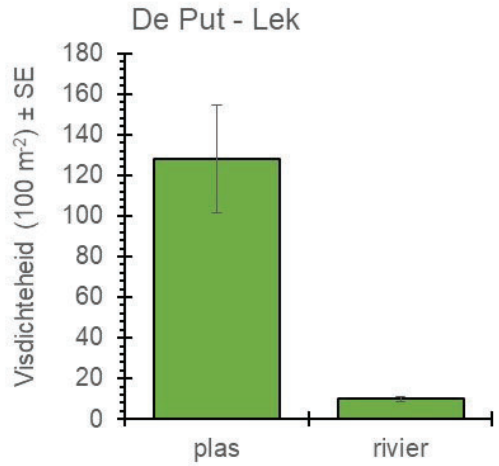
Juveniele visgemeenschap ondiepe oeverzone in de zomer

Visbemonsteringen in de ondiepe oeverzone van de plas in de zomer van 2020 leverde slechts 3 vissoorten op, in de nabij gelegen Lek kwamen 6 soorten in de ondiepe oeverzone voor (Tabel 15). Er werden voornamelijk juveniele vissen (geboren in 2020) in de ondiepe oeverzones aangetroffen. De soort baars domineerde de visgemeenschap in de plas. In de aangrenzende Lek was bot de

dominante vissoort. De totale visdichtheid in de oeverzone van de plas was aanzienlijk hoger dan die van de rivier (Figuur 58).

Tabel 15. *Overzicht visdichtheden (100 m-2) in ondiepe oeverzones van De Put met de aangrenzende Lek (juli 2020, zegennet).*
Table 15. *Overview of fish densities (100 m-2) in shallow riparian zones of De Put and the adjacent Lek River (July 2020, seine net).*

	De Put			
	plas		*rivier*	
Soort:	mean	± SE	mean	± SE
baars	127,3	26,1	0,3	0,2
bot	--	--	5,7	1,0
alver	--	--	2,2	0,5
blankvoorn	0,7	0,4	0,8	0,6
winde	--	--	0,7	0,3
roofblei	--	--	0,2	0,1
pos	0,2	0,2	--	--
Totaal:	128,1	26,5	9,8	1,4



Figuur 58. *Vergelijking tussen totale visdichtheid (100 m-2) in ondiepe oeverzones van De Put met de aangrenzende Lek (juli 2020, zegennet).*
Figure 58. *Comparison of total fish density (100 m-2) in shallow riparian zones of De Put with the adjacent Lek River (July 2020, seine net).*

De visgemeenschap in zowel de Redichemse Waard als de aangrenzende Lek is in de zomer (2020) en winter (2020/2021) in beeld gebracht op basis van eDNA detectie (Tabel 16). Op basis van eDNA signalen zijn in de plas acht vissoorten aangetroffen. Van zeven soorten wordt eDNA in grotere hoeveelheden jaarrond in de plas aangetroffen. Deze soorten zijn zowel in de winter (winterhabitat) als in de zomer (opgroeigebied) in grotere aantallen. Er zijn geen soorten gevonden waarvan eDNA alleen in de zomer of winter in de plas is aangetroffen. eDNA van een relatief hoog aantal soorten (13 soorten) werd wel in de aangrenzende Lek aangetroffen maar niet in de plas.

Tabel 16. *Overzicht aangetroffen vissoorten op basis van eDNA-detectie in zomer (2020) en winter (2020/2021) in De Put en aangrenzende Lek. eDNA van een soort kan in een dermate lage concentratie in de plas worden aangetroffen dat het niet uit te sluiten is of het eDNA van elders is aangevoerd (bijv. door overstroming), deze soorten zijn aangeven onder de kop 'soorten met zwak eDNA-signaal in plas, zeldzaam/niet in plas aanwezig'.*
Table 16. *Overview of fish species found based on eDNA detection in summer (2020) and winter (2020/2021) in De Put and adjacent Lek River. eDNA of a species can be found in such a low concentration in the lake that it*

is impossible to exclude that the eDNA has been brought in from elsewhere (e.g. by flooding), these species are indicated under the heading 'soorten met zwak eDNA-signaal in plas, zeldzaam/niet in plas aanwezig'.

Soorten met sterk eDNA-signaal in plas in zomer en winter:
brasem
paling
karper
snoek
pos
baars
blankvoorn

Soorten uitsluitend eDNA-signaal in plas in zomer:
--

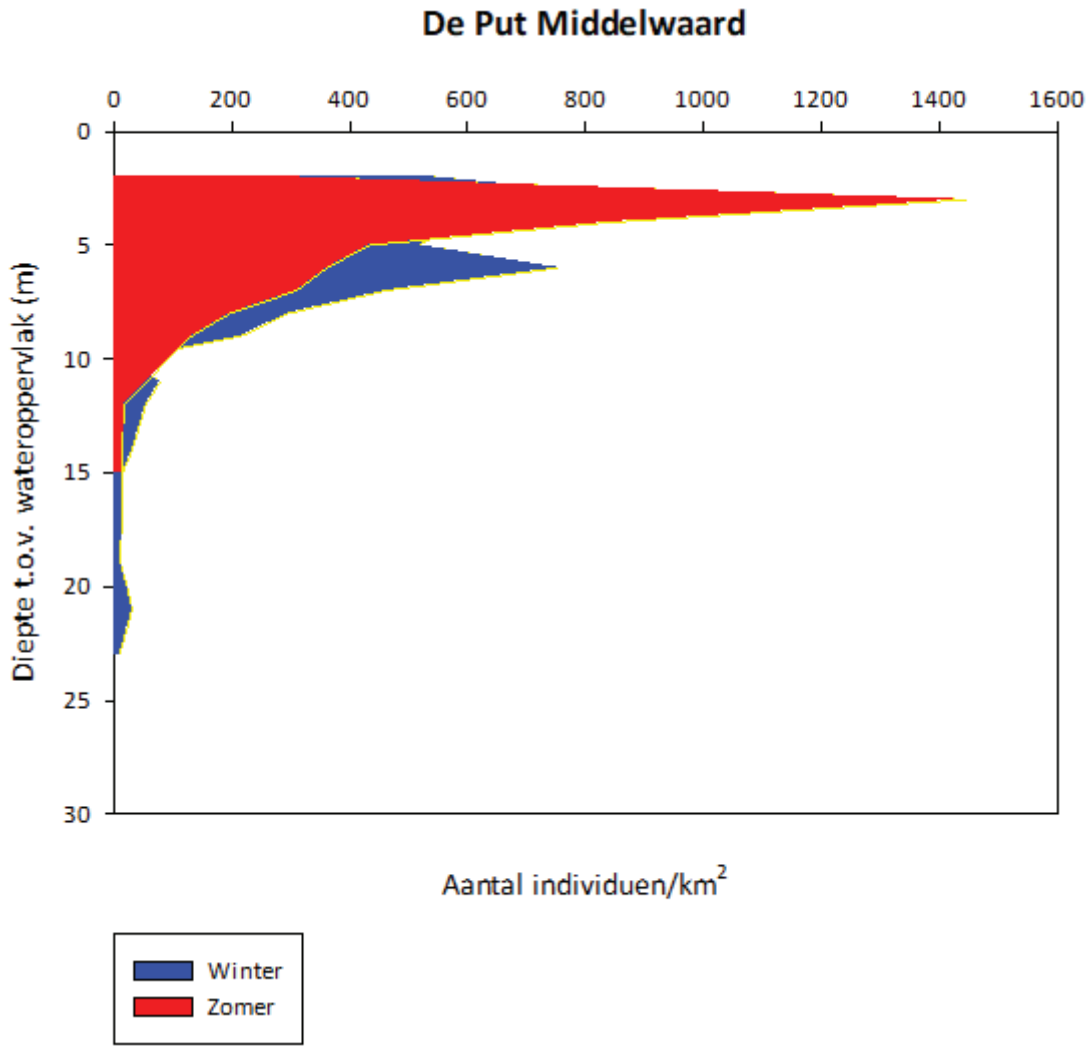
Soorten uitsluitend eDNA-signaal in plas in winter:
--

Soorten met zwak eDNA-signaal in plas, zeldzaam/niet in plas aanwezig:
marmergrondel

Soorten uitsluitend eDNA-signaal in Lek:
gestippelde alver
alver
roofblei
winde
Pontische stroomgrondel
zwartbekgrondel
regenboogforel
Kesslers grondel
witvingrondel
zalm
snoekbaars
meerval
kopvoorn

N soorten in plas	**8**
N soorten in rivier	**18**

Op basis van sonar metingen is in de zomer het aantal aangetroffen individuen vis iets lager (4039 ind/km^2) dan in de winter (4590 ind/km^2). De diepte waarop de grootste aantallen vis worden gevonden ligt in de winter (6-7 m) dieper dan in de zomer (3-4 m) (Figuur 59).



Figuur 59. *Aantal aangetroffen individuen vis per km² per diepte in de winter (blauw) en zomer situatie (rood).*

Figure 59. *Number of individual fish per km² found per depth in the winter (blue) and summer situation (red).*

Vogels

Voor een karakterisering van het vogelleven van de Hedelse Bovenwaard gebruiken we telgegevens uit het Meetnet Watervogels voor het telgebied RG4221 "Middelwaard (zuidoever)" (Figuur 60). Voordeel van het gebruiken van deze gegevens is dat er een rijkdom aan gegevens is, uit meerdere seizoenen, van zowel het winter- als het zomerhalfjaar. Nadeel is dat het telgebied groter is dan alleen de Put, en bijvoorbeeld ook de jachthaven bij Vianen omvat. Het is echter te verwachten dat er door de nabijheid van de plassen enige uitwisseling plaatsvindt. We rapporteren alleen soorten die direct aan water gebonden zijn (en dus geen soorten die bijv. alleen in moerasvegetatie of natte graslanden te vinden zijn) (Tabel 17).



Figuur 60. *Telgebied RG4221 Middelwaard (zuidoever), inclusief de Put rechtsboven in het rood-omlijnde gebied.*

Figure 60. *Counting area RG4221 Middelwaard (southbank), including De Put topright in the red outlined area.*

Tabel 17. *Gemiddelden van watervogels en aantal waarnemingen (obs) tijdens het zomerhalfjaar en winterhalfjaar in het telgebied RG4221 van het Meetnet Watervogels waargenomen over een periode van 20 jaar (2001-2021). Alleen strikt aan water gebonden soorten zijn getoond. Soorten met asterisk zijn tijdens veldwerk door medewerkers van B-WARE waargenomen in de Put.*

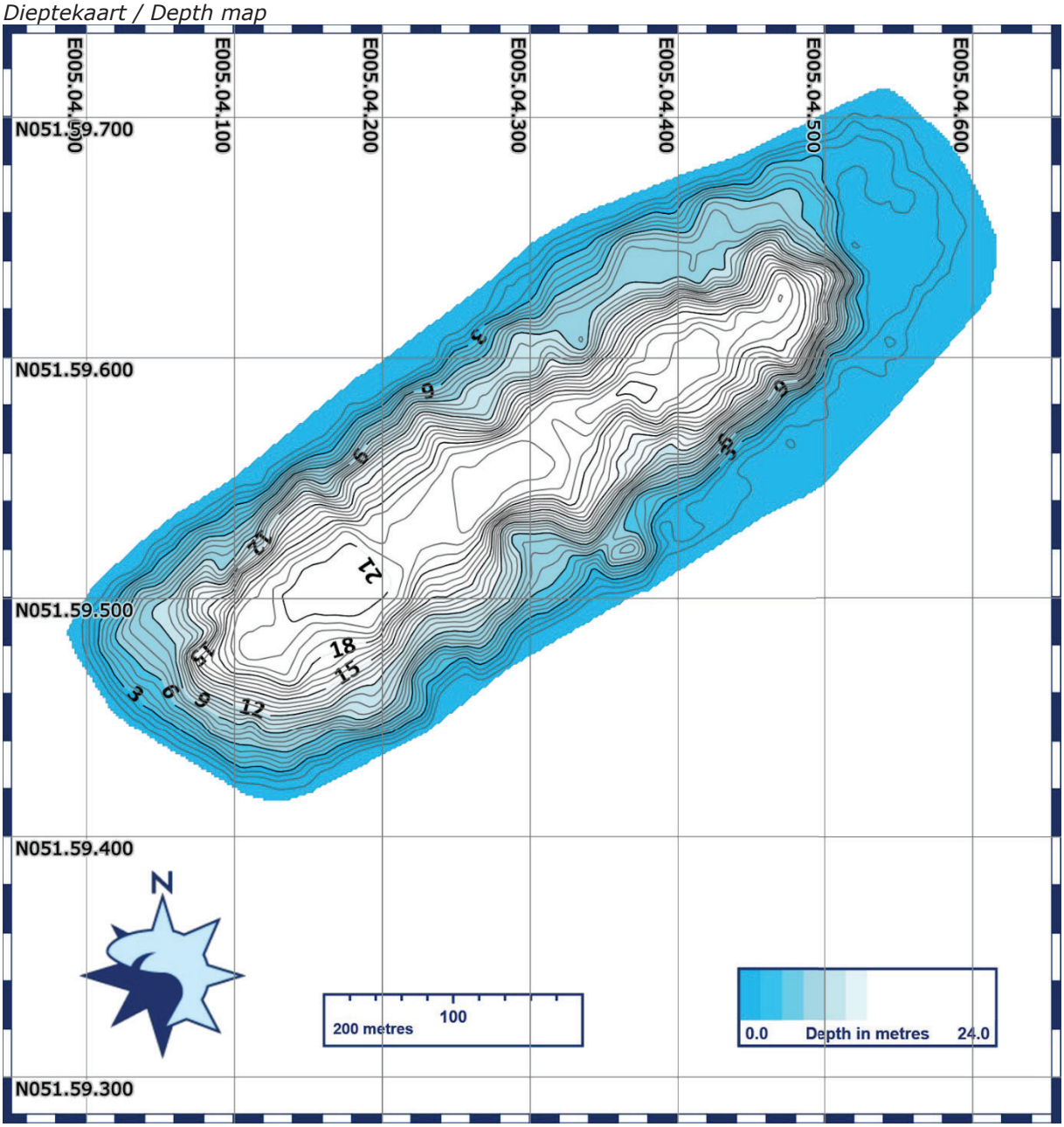
Table 17. *Averages of waterbirds and number of observations (obs) during the summer half-year and winter half-year in the counting area RG4221 of the Meetnet Watervogels (waterfowl monitoring network) observed over a period of 20 years (2001-2021). Only species strictly associated with water are shown. Species with an asterisk are observed in De Put during fieldwork by B-WARE staff.*

Soort	Gem. zomer	Obs zomer	Gem. winter	Obs winter
Aalscholver*	2	27	5	94
Bergeend	2	8	3	5
Blauwe Reiger	2	36	0	0
Brandgans	10	11	7	13
Brilduiker	0	0	5	40
Dodaars	0	0	3	53
Fuut*	5	66	8	137
Grauwe Gans	10	24	72	68
Grote Canadese Gans	5	11	50	35
Grutto	4	21	6	10
Kievit	6	32	44	53
Kleine Mantelmeeuw	3	29	0	0
Kleine Plevier	3	17	0	0
Kleine Zwaan	0	0	4	3
Knobbelzwaan*	3	23	4	46
Kokmeeuw	22	24	46	122
Kolgans	14	4	18	8
Krakeend	3	25	12	86
Kuifeend	6	46	53	132

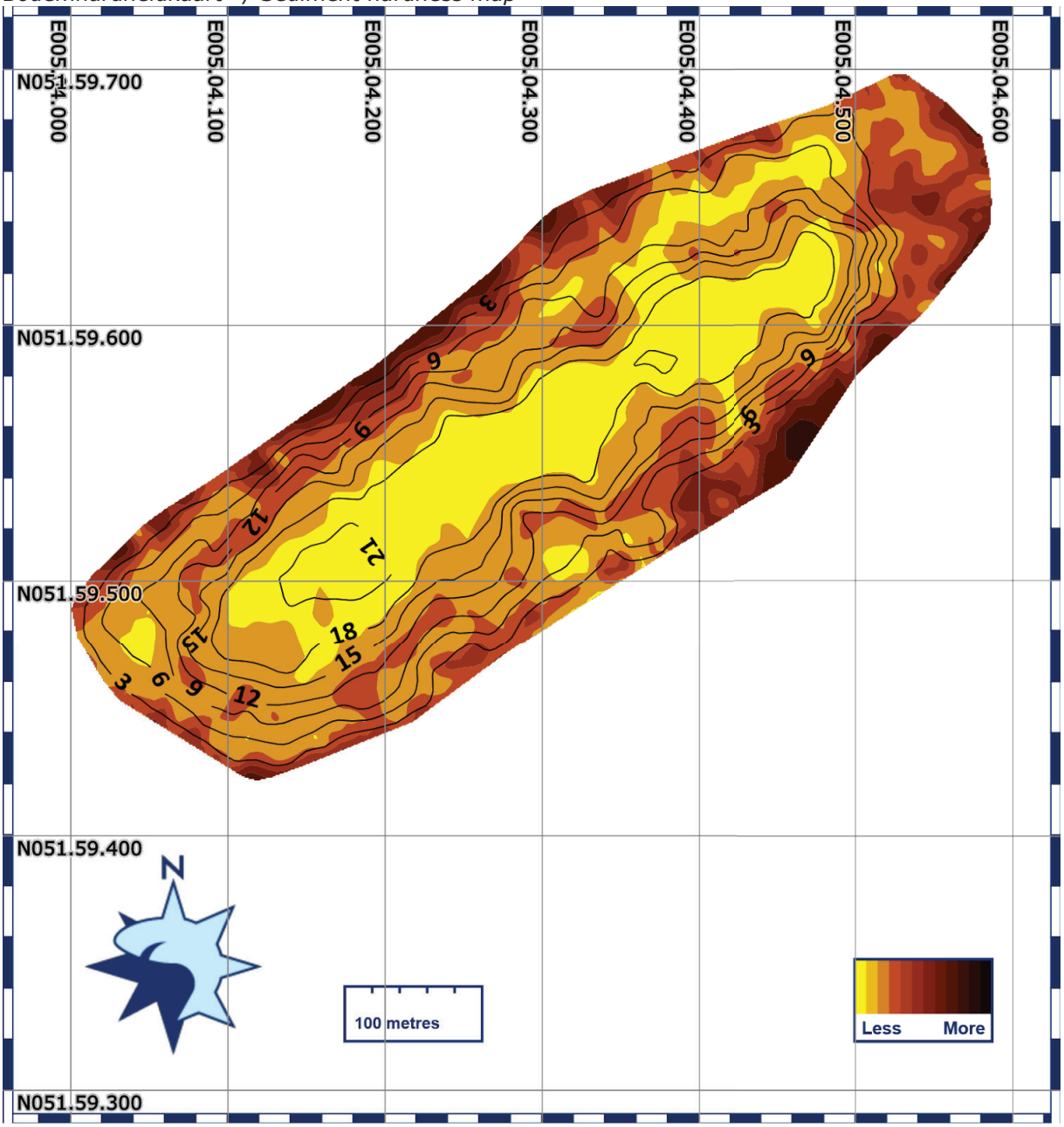
Soort	Gem. zomer	Obs zomer	Gem. winter	Obs winter
Meerkoet*	28	73	136	138
Nijlgans	6	39	6	67
Oeverloper	4	24	0	0
Pijlstaart	0	0	2	3
Regenwulp	3	1	0	0
Scholekster	5	47	4	32
Slobeend	5	3	4	14
Smient	11	4	168	107
Soepeend	13	17	29	33
Soepgans	5	2	7	13
Stormmeeuw	3	12	9	87
Tafeleend	0	0	14	106
Tureluur	4	37	4	10
Visdief	2	31	0	0
Waterhoen	0	0	2	60
Watersnip	0	0	7	9
Wilde Eend	14	57	34	126
Wintertaling	6	3	4	17
Witte Kwikstaart	5	10	5	9
Wulp	0	0	20	24
Zomertaling	3	1	0	0
Zwaangans	0	0	5	1
Zwartkopmeeuw	5	1	0	0

Kaarten 2. De Put Middelwaard

Dieptekaart / Depth map



Bodemhardheidkaart / Sediment hardness map*



De donkere bruintinten geven een relatieve harde bodem weer, de geeltinten een zachte-slibbige bodem.

Bijlafe F: Redichemse Waard

Algemeen
De Redichemse Waard is een, aan de westkant, eenzijdig aangetakte plas aan het gestuwde deel van de Lek. Doordat dit deel van de Lek in een stuwpand ligt, worden de waterstanden kunstmatig geregeld. De plas betreft een diepe plas welke is ontstaan na grootschalige zandwinning. De inundatiefrequentie van de directe oevers is 1:3 jaar en van de landtong ten noorden van de plas en het omliggende land 1:5 (RWS, viewer Oost-Nederland). De landtong is in landbouwkundig gebruik. Ten zuiden is een smalle met struweel begroeide oeverzone, waarachter zich tevens graslanden en akkers bevinden.



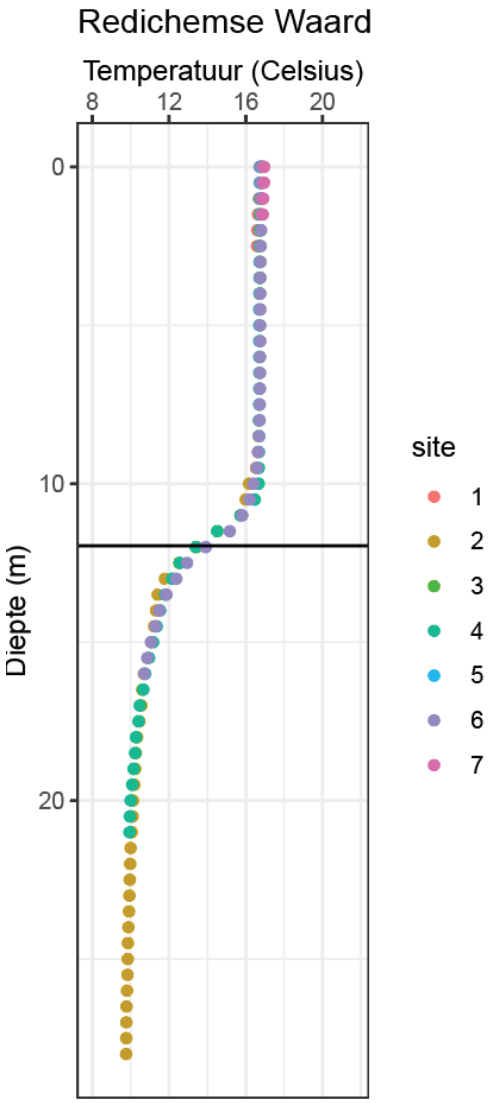
Figuur 61. *Overzicht van monster locaties voor bodem- en waterbemonstering.*
Figure 61. *Overview of the sediment and water sample locations.*

In de Redichemse Waard zijn 7 locaties bemonsterd (Figuur 61). Op locatie 1-7, zijn zowel de biogeochemische parameters, de vegetatie, het fytoplankton bemonsterd. Daarnaast zijn op deze locaties ook licht, opgelost zuurstof, pH, EGV en temperatuurprofielen gemaakt. Op locatie 1 en 4 is ook de waterkwaliteit bemonsterd.

Morfologie
De Redichemse waard heeft een oppervlakte van 0,32 km^2, een volume van 3.172.700 m^3, een gemiddelde diepte van 12,8 m en een maximale diepte van 31,4 m in de zomer. Het oevertalud is steil, en neemt binnen 10 meter af tot 5 m (Kaarten 3). In het noorden van de plas ligt een wat ondieper deel. Alhoewel deze plas niet een officieel KRW-waterlichaam is, komt deze plas overeen met M19 (vgl. M16, i.e. diepe gebufferde meren met een open verbinding met de rivier).

Stratificatie

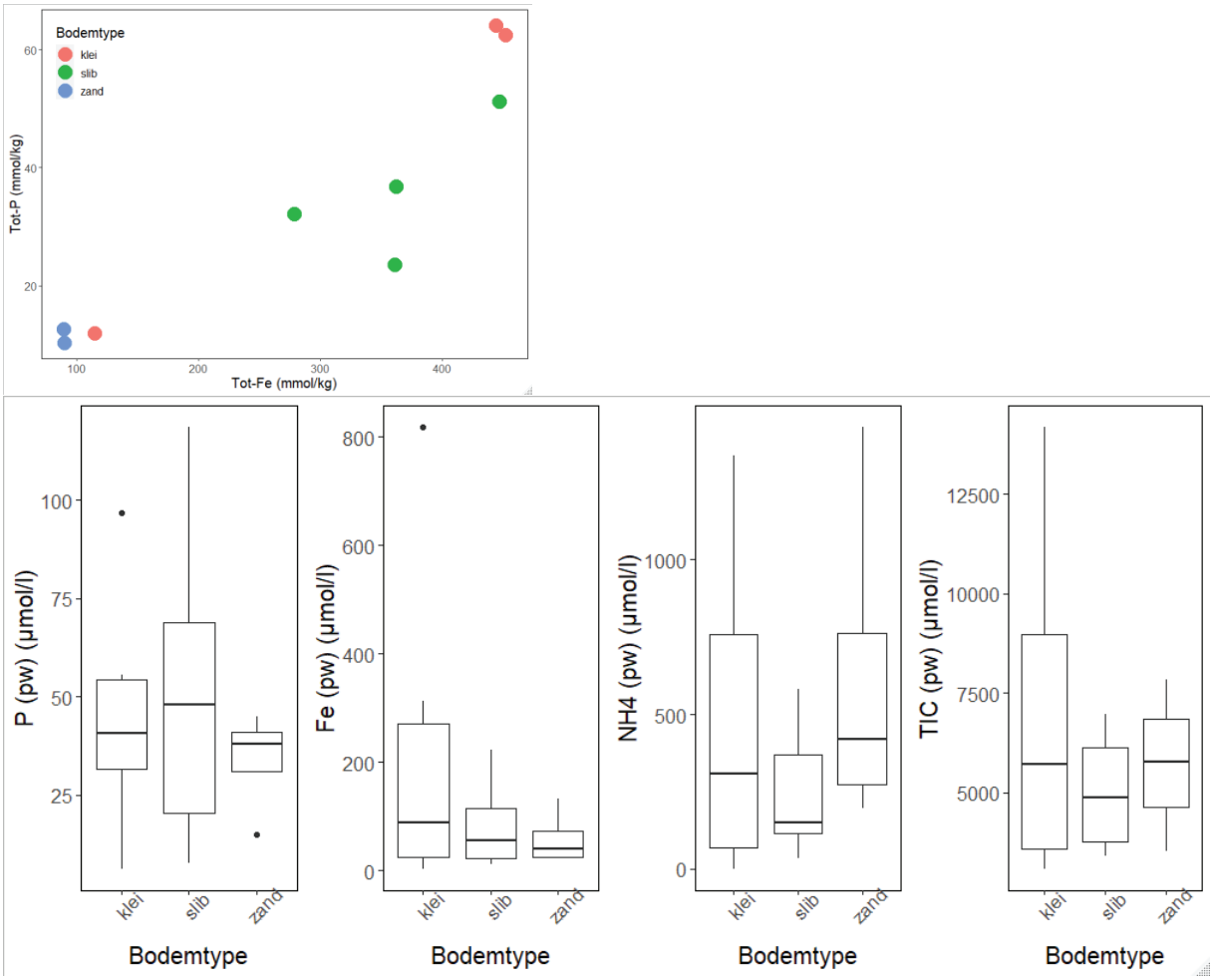
De Redichemse waard is gestratificeerd, waarbij de spronglaag op ongeveer 12 m diepte ligt (Figuur 62). Verder is de zuurstofconcentratie boven de spronglaag vaak > 5 mg/l en daalt deze onder de spronglaag tot < 1 mg/l in de diepste delen van de plas.De zuurstofverzadiging in de bovenste meter van de waterkolom voldoet over het algemeen aan het Goed Ecologisch Potentieel van M19, met een gemiddelde zuurstofverzadiging van 62% ± 22%. Onderin de plas in het hypolimnion loopt de zuurstof terug tot 0 mg/L (zuurstofloosheid), maar wel pas vlak boven de bodem van de plas.



Figuur 62. *Temperatuurprofielen van het water op de monsterlocaties.*
Figure 62. *Temperature profiles of the surface water at the sample locations.*

Biogeochemie
De bodem in de Redichemse Waard bestond uit slib, klei of zand. Het slib leek deels te bestaan uit verweekte klei. Zand werd aangetroffen op locaties 1 en 5 (Figuur 61). Via de aantakking in het westen stroomde er water de plas binnen.

De slib- en kleibodems waren voedselrijk (rijk aan Totaal-P) (Figuur 63), met hoge waarden in het poriewater (≥100 µmol/l P) van de slibbodems met name in de zomer in de diepere delen van de plas. De ammoniumconcentraties liepen lokaal sterk op (Figuur 63). Het poriewater was doorgaans matig ijzerhoudend en ijzerrijk op locatie 4, met name in de winter. De Fe/P ratio's (poriewater) waren meestal laag (<< 3 µmol/l), wat een groot risico geeft op P-nalevering naar de waterlaag.



Figuur 63. *Boven: Relatie tussen totaal-fosfor en totaal-ijzer (mmol/kg drooggewicht) (zomerwaarden). Onder: Concentratie (µmol/l) van fosfor, ijzer, ammonium en anorganisch koolstof in het poriewater (zomer- en winterwaarden) in de verschillende typen bodems.*

Figure 63. *Above: Relationship between total-phosphorus and total-iron (mmol/kg dry weight) (summer values). Below: Concentration (µmol/l) of phosphorus, iron, ammonium and inorganic carbon in the pore water (summer and winter values) in the different sediment types.*

In de zomer was er sprake van stratificatie in de plas (Figuur 62). Dit is terug te zien in de waterkwaliteit (Tabel 18). Het water van het ondiepe epilimnion in het midden van de plas en nabij de aantakking verschillen iets van het diepe hypolimnion. Het hypolimnion had een lagere pH (waarschijnlijk door nalevering en accumulatie van CO_2 uit de waterbodem), meer nitraat en minder sulfaat (als gevolg van anaerobe afbraak in de waterbodem) en ook was de totaal-P concentratie hoger. Het hypolimnion valt in klasse 'ontoereikend' voor KRW-type M19 qua P-rijkdom, maar in klasse 'zeer goed' voor het epilimnion qua P-rijkdom en pH. In de winter waren de concentraties in de waterlagen vergelijkbaar met elkaar (geheel gemengde waterlaag) en was het water iets voedselrijker (P > 2,5 µmol/l) en meer vergelijkbaar met de rivier (ca. 3-4,5 µmol/l, meetpunt Lobith ponton 2019, RWS).

Tabel 18. *Enkele waarden van de oppervlaktewaterkwaliteit (zomer = augustus 2020, winter = februari 2021). Concentraties in µmol/l en mg/l.*

Table 18. *Several values of surface water quality (summer = August 2020, winter = February 2021). Concentrations in µmol/l and mg/l.*

			µmol	µmol	µmol	µmol	µmol	µmol	mg	mg	mg	mg	mg	mg
Seizoen	Waterlaag	pH	HCO3	NO3	NH4	Fe	P	SO4	HCO3	N (NO3)	N (NH4)	Fe	P	SO4
Zomer	Ondiep	8.37	3158	30.7	10.4	0.2	0.6	564	193	0.43	0.15	0.01	0.02	54.2
Winter	Ondiep	7.93	2351	164.7	5.5	1.7	2.6	502	143	2.31	0.08	0.10	0.08	48.2
Zomer	Diep	7.23	1808	149.5	10.8	0.4	2.4	459	110	2.09	0.15	0.02	0.08	44.1
Winter	Diep	7.83	2371	165.0	5.4	1.4	2.6	502	145	2.31	0.08	0.08	0.08	48.2
Zomer	Aantakking	8.09	2164	35.0	13.3	0.7	1.0	569	132	0.49	0.19	0.04	0.03	54.6
Winter	Aantakking	7.66	2445	182.4	12.3	2.7	2.3	454	149	2.56	0.17	0.15	0.07	43.6

Lichtbeschikbaarheid en primaire productie

Ondanks de relatieve voedselrijkdom is de beschikbaarheid van licht in de Redichemse waard goed en zou niet limiterend moeten zijn voor plantengroei. Zowel het doorzicht als de hoeveelheid chlorofyl-a zijn kenmerkend voor een water met goed ecologisch potentieel (Tabel 19). Desondanks werd alleen op locatie 7 vegetatie aangetroffen, i.e. smalle waterpest (*Elodea nuttallii)* en weinig waterpest op locatie 5.

Tabel 19. *Overzicht van lichtbeschikbaarheid en aanwezigheid van primaire producenten. In groen de fysisch-chemische en biologische kwaliteitselementen met Goed Ecologisch Potentieel.*
Table 9. *Overview of light availability and presence of primary producers. In green the physico-chemical and biological quality elements with Good Ecological Potential.*

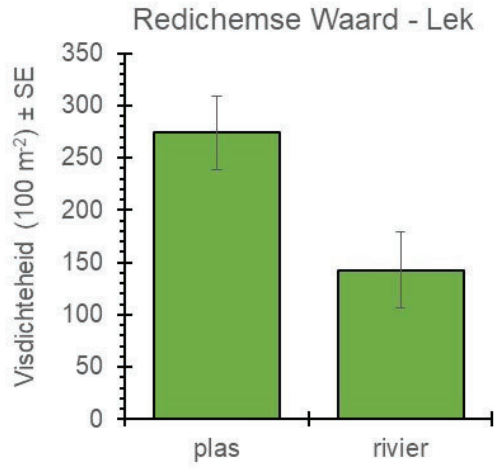
Lichtbeschikbaarheid	Waterkolom		Epilimnion		Hypolimnion	
	Gemiddelde	*Stdev*	*Gemiddelde*	*Stdev*	*Gemiddelde*	*Stdev*
Secchidiepte (m)	3,24	0,23			n.a.	
Turbiditeit (FTU)			1,29	0,12	6,08	1,73
Primaire producenten						
Totaal Chl-A (µg/L)			0,47	0,15	n.a.	
CyanoChl-A (µg/L)			0,14	0,05	n.a.	
Aantal planten soorten	1					

Vissen

Visbemonsteringen in de ondiepe oeverzone van de plas in de zomer van 2020 leverde 6 vissoorten op, in de nabij gelegen Lek kwamen 7 soorten in de ondiepe oeverzone voor (Tabel 20). Er werden voornamelijk juveniele vissen (geboren in 2020) in de ondiepe oeverzones aangetroffen. De soort blankvoorn domineerde de visgemeenschap in de plas. In de aangrenzende Lek was blankvoorn ook de dominate vissoort. De totale visdichtheid in de oeverzone van de plas was aanzienlijk hoger dan die van de rivier (Figuur 64).

Tabel 20. *Overzicht visdichtheden (100 m-2) in ondiepe oeverzones van de Redichemse Waard met de aangrenzende Lek (juli 2020, zegennet).*
Table 20. *Overview of fish densities (100 m-2) in shallow riparian zones of the Redichemse Waard and the adjacent Lek River (July 2020, seine net).*

	Redichemse Waard			
	plas		*rivier*	
Soort:	mean	± SE	mean	± SE
blankvoorn	182,6	16,9	108,1	31,3
zwartbekgrondel	57,4	24,3	2,9	2,3
baars	26,7	4,4	7,3	4,0
winde	--	--	11,9	4,4
pontische stroomgrondel	1,1	1,1	10,7	8,4
snoekbaars	5,4	3,8	--	--
alver	--	--	1,6	1,6
kesslers grondel	0,9	0,9	--	--
roofblei	--	--	0,1	0,1
Totaal:	274,1	35,3	142,7	36,6



Figuur 64. *Vergelijking tussen totale visdichtheid (100 m-2) in ondiepe oeverzones van de Redichemse Waard met de aangrenzende Lek (juli 2020, zegennet).*
Figure 64. *Comparison of total fish density (100 m-2) in shallow riparian zones of the Redichemse Waard with the adjacent Lek River (July 2020, seine net).*

De visgemeenschap in zowel de Redichemse Waard als de aangrenzende Lek is in de zomer (2020) en winter (2020/2021) in beeld gebracht op basis van eDNA detectie (Tabel 21). Op basis van eDNA signalen zijn in de plas 13 vissoorten aangetroffen. Van 10 soorten wordt eDNA in grotere hoeveelheden jaarrond in de plas aangetroffen. Deze soorten zijn zowel in de winter (winterhabitat) als in de zomer (opgroeigebied) in grotere aantallen aanwezig zals blankvoorn, baars, snoekbaars en brasem. Van twee soorten is alleen in de zomer eDNA in de plas gevonden. Hierbij was ook sprake van eDNA van winde, deze soort maakt waarschijnlijk vooral in de zomer gebruik van de plas als opgroeigebied. eDNA van een relatief hoog aantal soorten (15 soorten) werd wel in de aangrenzende Lek aangetroffen maar niet in de plas.

Tabel 21. *Overzicht aangetroffen vissoorten op basis van eDNA-detectie in zomer (2020) en winter (2020/2021) in de Redichemse Waard en aangrenzende Lek. eDNA van een soort kan in een dermate lage concentratie in de plas worden aangetroffen dat het niet uit te sluiten is of het eDNA van elders is aangevoerd (bijv. door overstroming), deze soorten zijn aangeven onder de kop 'soorten met zwak eDNA-signaal in plas, zeldzaam/niet in plas aanwezig'.*
Table 21. *Overview of fish species found based on eDNA detection in summer (2020) and winter (2020/2021) in the Redichemse Waard and adjacent Lek River. eDNA of a species can be found in such a low concentration in the lake that it is impossible to exclude that the eDNA has been brought in from elsewhere (e.g. by flooding),*

these species are indicated under the heading 'soorten met zwak eDNA-signaal in plas, zeldzaam/niet in plas aanwezig'.

Soorten met sterk eDNA-signaal in plas in zomer en winter:
brasem
paling
snoek
pos
zwartbekgrondel
baars
Kesslers grondel
marmergrondel
blankvoorn
snoekbaars

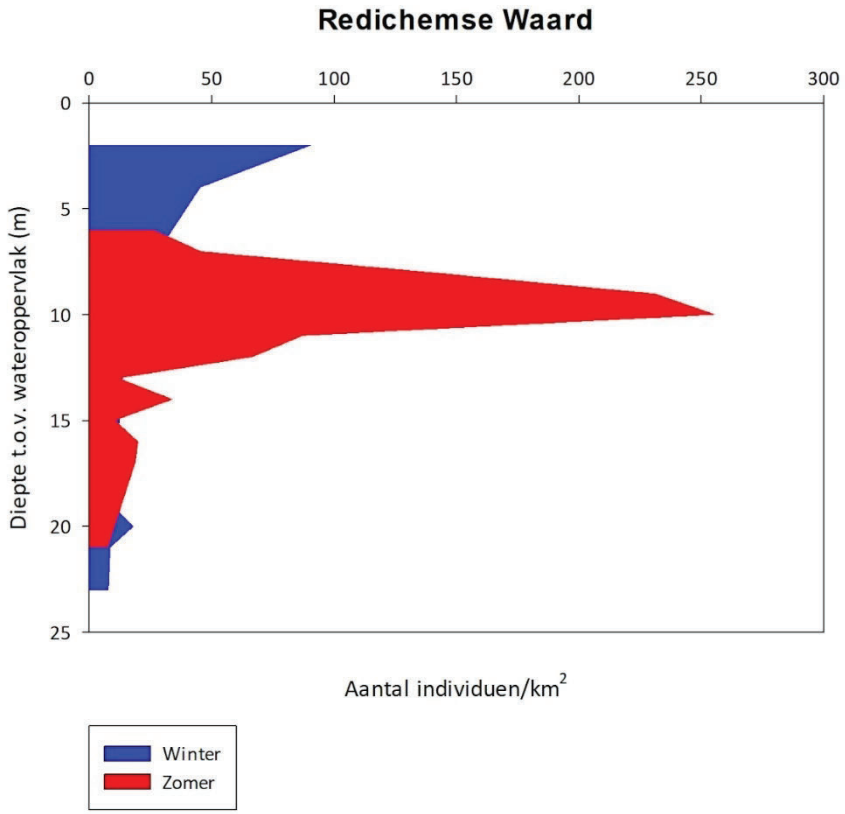
Soorten uitsluitend eDNA-signaal in plas in zomer:
winde
roofblei

Soorten uitsluitend eDNA-signaal in plas in winter:
--

Soorten met zwak eDNA-signaal in plas, zeldzaam/niet in plas aanwezig
meerval

Soorten uitsluitend eDNA-signaal in Lek:
alver
bermpje
barbeel
houting
rivierdonderpad
karper
3-doornige stekelbaars
riviergrondel
Pontische stroomgrondel
elrits
blauwband
witvingrondel
zalm
kopvoorn
zeelt

N soorten in plas	**13**
N soorten in rivier	**24**



Figuur 65. *Aantal aangetroffen individuen vis per km² per diepte in de winter (blauw) en zomer situatie (rood).*

Figure 65. *Number of individual fish per km² found per depth in the winter (blue) and summer situation (red).*

In de zomer is het aantal aangetroffen individuen vis beduidend hoger (957 ind/km²) dan in de winter (263 ind/km²) (Figuur 65). In tegenstelling tot de andere diepe plassen in het uiterwaardengebied, liggen zowel in de zomer als de winter de diepte waarop de meeste vissen worden gevonden tussen de 9-10m.

Vogels

Voor een karakterisering van het vogelleven van de Redichemse Waard gebruiken we telgegevens uit het Meetnet Watervogels voor het telgebied RG4125 "Redichemse Waard: Zuidoever" (Figuur 66). Voordeel van het gebruiken van deze gegevens is dat er een rijkdom aan gegevens is, uit meerdere seizoenen, van zowel het winter- als het zomerhalfjaar. Nadeel is dat het telgebied groter is dan alleen de Redichemse Waard, en bijvoorbeeld ook de uiterwaarden van de Redichemse Waard omvat. We rapporteren alleen soorten die direct aan water gebonden zijn (en dus geen soorten die bijv. alleen in moerasvegetatie of natte graslanden te vinden zijn). Dit beperkt de soortenset grotendeels tot de soorten die ook daadwerkelijk op en om de plas van de Redichemse Waard te vinden zijn (Tabel 22).



Figuur 66. *Telgebied RG4125 Redichemse Waard (zuidoever), inclusief de Redichemse Waard boven in het rood-omlijnde gebied.*

Figure 66. *Counting area RG4125 Redichemse Waard (southbank), including the Redichemse Waard above in the red outlined area.*

Tabel 22. *Gemiddelden van watervogels en aantal waarnemingen (obs) tijdens het zomerhalfjaar en winterhalfjaar in het telgebied RG4125 van het Meetnet Watervogels waargenomen over een periode van 20 jaar (2001-2021). Alleen strikt aan water gebonden soorten zijn getoond. Soorten met asterisk zijn tijdens veldwerk door medewerkers van B-WARE waargenomen in de Redichemse Waard.*

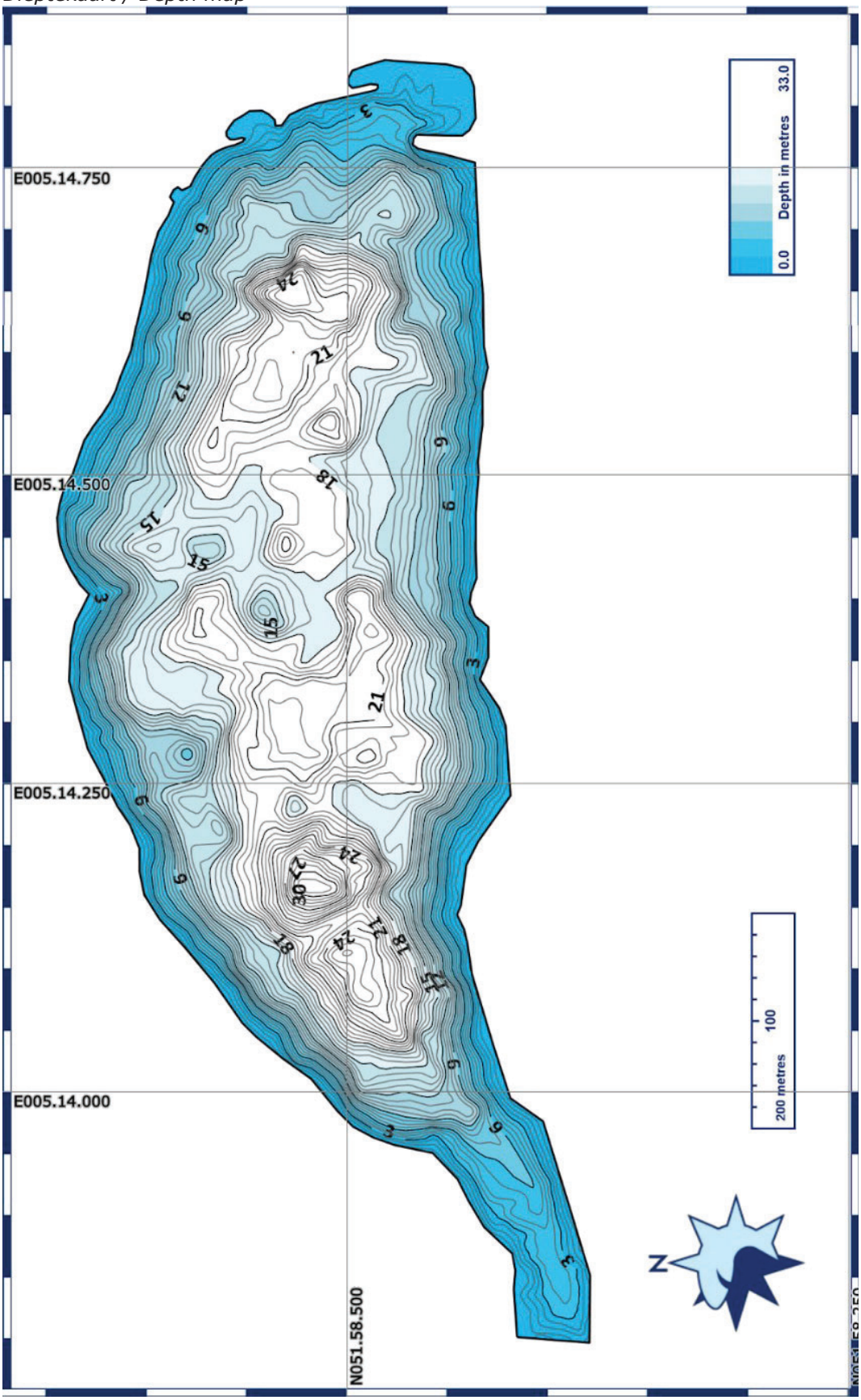
Table 22. *Averages of waterbirds and number of observations (obs) during the summer half-year and winter half-year in the counting area RG4125 of the Meetnet Watervogels (waterfowl monitoring network) observed over a period of 20 years (2001-2021). Only species strictly associated with water are shown. Species with an asterisk are observed in the Redichemse Waard during fieldwork by B-WARE staff.*

Soort	Gem. zomer	Obs zomer	Gem. winter	Obs winter
Aalscholver*	3	7	7	72
Bergeend	2	9	0	0
Blauwe Reiger*	2	6	3	74
Brandgans	0	0	313	28
Brilduiker	0	0	3	6
Dodaars	0	0	3	29
Fuut*	5	11	8	83
Grauwe Gans*	10	12	149	64
Grote Canadese Gans	0	0	21	11
Grote Zaagbek	0	0	3	11
Grutto	9	2	0	0
Indische Gans	14	4	51	8
Kievit	5	12	84	19
Kleine Mantelmeeuw	4	1	0	0
Knobbelzwaan	2	3	6	16
Kokmeeuw	5	2	48	98
Kolgans	0	0	82	24
Krakeend	5	12	20	27

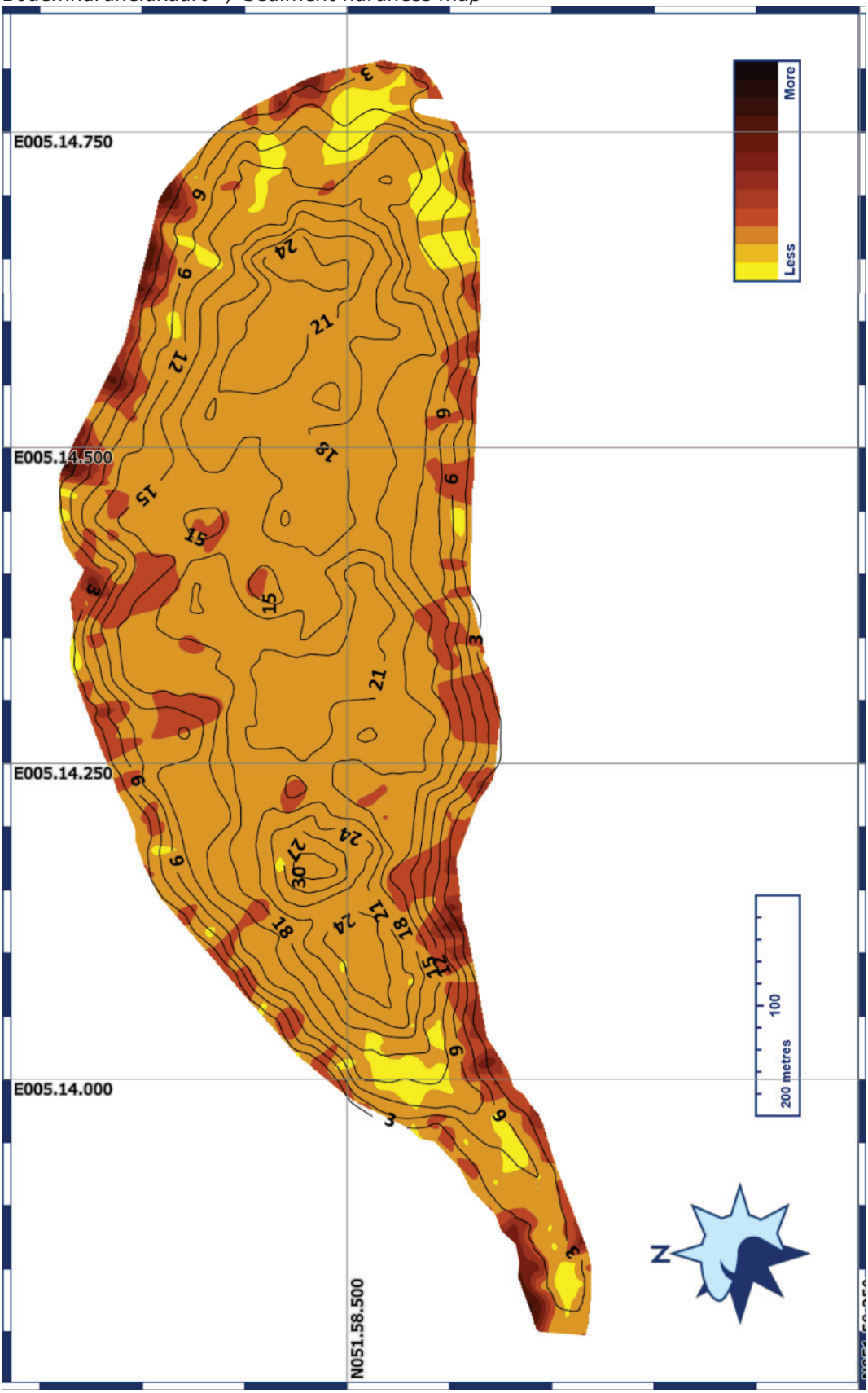
Soort	Gem. zomer	Obs zomer	Gem. winter	Obs winter
Kuifeend	12	4	45	47
Meerkoet*	23	16	101	110
Nijlgans	10	9	8	52
Pijlstaart	0	0	3	4
Scholekster	24	8	59	12
Slobeend	5	4	6	5
Smient	0	0	137	42
Soepeend	6	5	3	29
Soepgans	6	3	7	16
Stormmeeuw	0	0	12	59
Tafeleend*	0	0	7	14
Toendrarietgans	0	0	18	1
Topper	0	0	5	1
Tureluur	2	5	0	0
Wilde Eend*	28	15	44	97
Wintertaling	4	3	16	12
Wulp	0	0	50	9
Zilvermeeuw	10	2	3	17

Kaarten 3. Redichemse Waard

Dieptekaart / Depth map



Bodemhardheidkaart / Sediment hardness map*



**De donkere bruintinten geven een relatieve harde bodem weer, de geeltinten een zachte-slibbige bodem.*

Bijlage G: Gamerensche Waard

Algemeen
De Gamerensche Waard is een tweezijdig aangetakte verondiepte plas met eilandjes en nevengeulen aan de vrij afstromende en dynamische Waal. Het betreft een voormalig diepe plas welke is ontstaan na zandwinning. Tussen 2009 en 2013 is de plas verondiept van ca. 17 naar ca. 5 m diep, met baggerspecie afkomstig uit het Amsterdam Rijn-kanaal (GrondbankGMG, 2018). Dit is gedaan om de diepe plas beter te laten aansluiten op de nevengeulen t.b.v. natuurontwikkeling. De plas, eilandjes en oevers rondom worden jaarlijks geïnundeerd door de rivier (RWS, viewer Oost-Nederland). Rondom de plas is sprake van extensief begraasd grasland en ooibosontwikkeling.

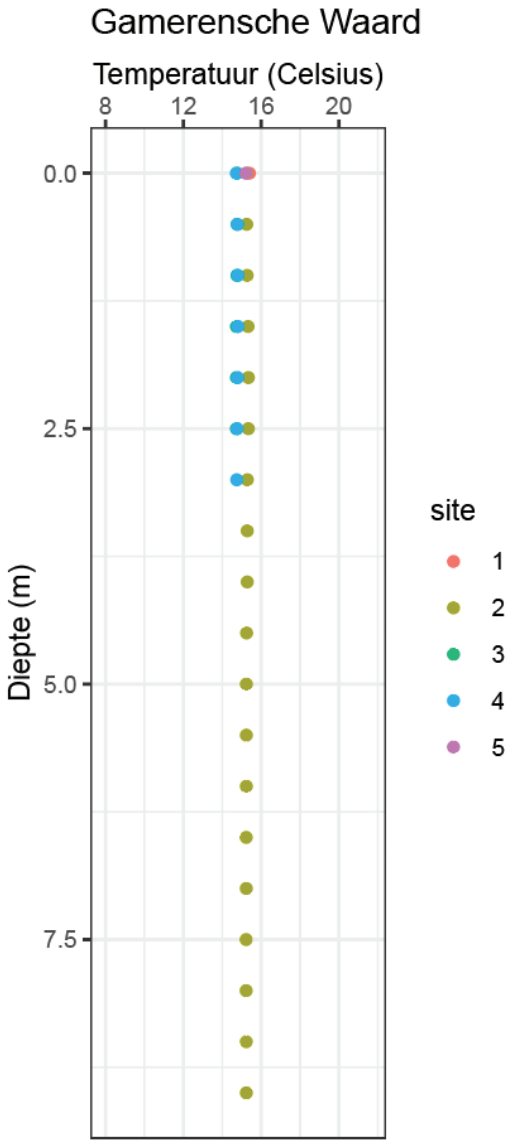


Figuur 67. *Overzicht van monster locaties voor bodem- en waterbemonstering.*
Figure 67. *Overview of the sediment and water sample locations.*

In de Gamerensche Waard is de plas op zijn 6 locaties bemonsterd (Figuur 67). Op locatie 1-6, zijn zowel de biogeochemische parameters, de vegetatie, het fytoplankton bemonsterd. Daarnaast zijn op deze locaties ook licht, opgelost zuurstof, pH, EGV en temperatuurprofielen gemaakt. Nabij locatie 1 en 4 is de waterkwaliteit bepaald.

Morfologie
De Gamerensche Waard heeft een oppervlakte van 0,30 km^2, een volume van 321,891 m^2, een gemiddelde diepte van 1.1 m en een maximale diepte van 9.6 m in de zomer. Er is weinig diepteverschil in de Gamerensche waard, met drie kleine wat diepere putjes in het midden van de plas (Kaarten 4). Alhoewel deze plas niet een officieel KRW-waterlichaam is, valt hij qua morfologie onder het M5 type, open, lijnvormig waterlichaam met een open verbinding naar de rivier.

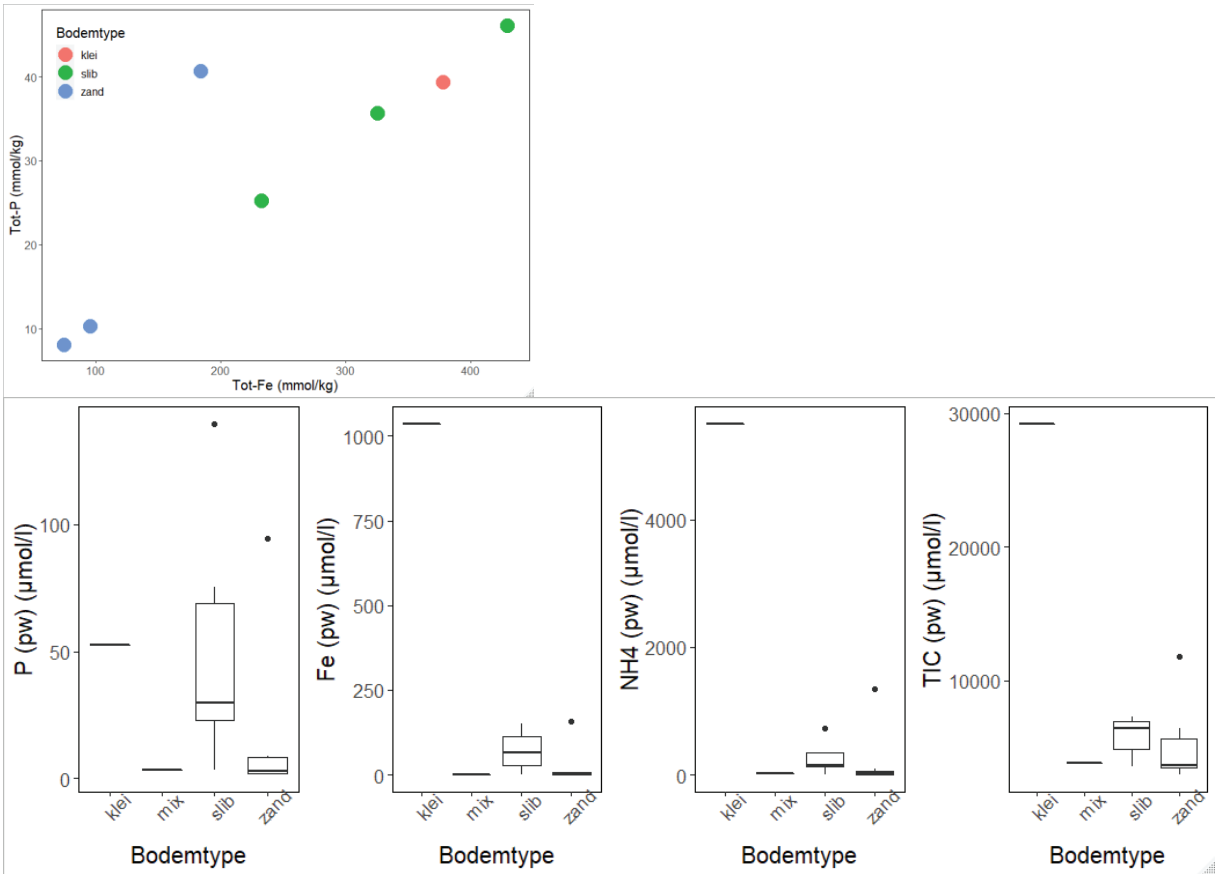
Stratificatie
De Gamerensche Waard heeft een volledig gemengde waterkolom (Figuur 68). Ook in de diepe putjes ontbreekt een spronglaag. De zuurstofverzadiging in de waterkolom voldoet aan de voorwaarden voor goed ecologisch potentieel (85% ± 13%), zelfs in de diepere delen van de plas.



Figuur 68. *Temperatuurprofielen van het water op de monsterlocaties.*
Figure 68. *Temperature profiles of the surface water at the sample locations.*

Biogeochemie
De bodem in de verondiepte Gamerensche Waard bestond uit slib, klei en zand. Het slib leek deels te bestaan uit verweekte klei. Bij locatie 2 was een diep putje aanwezig, waar ook grof grind werd gevonden (niet bemonsterd).

De slib- en kleibodems waren voedselrijk (rijk aan Totaal-P) en ijzerrijk, als ook één van de zandbodems (Figuur 69). De slib- en kleibodems waren tevens het rijkst aan P in het poriewater (Figuur 69). De kleibodem was aanzienlijk rijker aan ijzer, anorganisch koolstof en ammonium en de zandbodems het minst rijk. Behalve voor de kleibodem waren de Fe/P ratio's (poriewater) zeer laag (<<3). Er is daarom een sterk risico op P-nalevering vanuit de waterbodem naar de waterlaag.



Figuur 69. *Boven: Relatie tussen totaal-fosfor en totaal-ijzer (mmol/kg drooggewicht) (zomerwaarden). Onder: Concentratie (µmol/l) van fosfor, ijzer, ammonium en anorganisch koolstof in het poriewater (zomer- en winterwaarden) in de verschillende typen bodems.*

Figure 69. *Above: Relationship between total-phosphorus and total-iron (mmol/kg dry weight) (summer values). Below: Concentration (µmol/l) of phosphorus, iron, ammonium and inorganic carbon in the pore water (summer and winter values) in the different sediment types.*

In de plas was er geen sprake van stratificatie in de zomer (Figuur 68). Dit is terug te zien in de waterkwaliteit (
Tabel 23). Het ondiepe en diepere water verschillen weinig van elkaar; dieper is wel iets rijker aan P, Fe, NH4 en CO_2. In de zomer valt het water in de klasse 'goed', voor KRW-type M5 qua P-rijkdom en pH. Het ondiepe water van de plas is wat voedselrijker dan het instromende water in de zomer. In de winter waren de concentraties in de waterlagen nagenoeg gelijk aan elkaar en lager dan de rivier stroomopwaarts (ca. 3-4,5 µmol/l, meetpunt Lobith ponton 2019, RWS).

Tabel 23. *Enkele waarden van de oppervlaktewaterkwaliteit (zomer = juli 2020, winter = februari 2021). Concentraties in µmol/l en mg/l.*

Table 23. *Several values of surface water quality (summer = July 2020, winter = February 2021). Concentrations in µmol/l and mg/l.*

			µmol	µmol	µmol	µmol	µmol	µmol	mg	mg	mg	mg	mg	mg
Seizoen	Waterlaag	pH	HCO3	NO3	NH4	Fe	P	SO4	HCO3	N (NO3)	N (NH4)	Fe	P	SO4
Zomer	Ondiep	7.97	2623	59	1.8	2.4	1.5	640	160	0.82	0.03	0.14	0.05	61.4
Winter	Ondiep	7.92	2645	178	8.2	3.5	2.2	408	161	2.50	0.12	0.19	0.07	39.2
Zomer	Diep	7.59	2641	59	12.3	5.5	2.6	627	161	0.82	0.17	0.31	0.08	60.2
Winter	Diep	7.77	2601	178	9.7	3.1	2.2	411	159	2.50	0.14	0.18	0.07	39.5
Zomer	Instroom	8.41	2662	63	1.0	2.1	1.1	617	162	0.88	0.01	0.12	0.03	59.3
Winter	Instroom	7.85	2575	178	9.2	4.0	2.3	421	157	2.50	0.13	0.22	0.07	40.4

Lichtbeschikbaarheid en primaire productie

De voedselrijkdom van de waterbodem vertaalt zich in een matig doorzicht volgens KRW type M5 (Tabel 24). Deze beperkte lichtbeschikbaarheid lijkt een beperking te zijn voor het ontwikkelen van onderwatervegetatie aangezien op geen enkele locatie tijdens het veldbezoek vegetatie werd aangetroffen. Vóór de verondieping werden er wel waterplanten aangetroffen, bijvoorbeeld schedefonteinkruid en aarvederkruid in de hoofdgeul, maar niet zeer abundant (Jans, 2004). De fytoplanktonabundantie voldoet aan goed ecologisch potentieel, maar het is aannemelijk dat de lichtbeperking die voor de onderwatervegetatie lijkt te bestaan ook voor de andere primaire producenten gelden.

Tabel 24. *Overzicht van lichtbeschikbaarheid en aanwezigheid van primaire producenten. In groen de fysisch-chemische en biologische kwaliteitselementen met Goed Ecologisch Potentieel, in oranje de fysisch-chemische en biologische kwaliteitselementen met Matig Ecologisch Potentieel.*
Table 24. *Overview of light availability and presence of primary producers. In green the physico-chemical and biological quality elements with Good Ecological Potential, in orange the physico-chemical and biological quality elements with Moderate Ecological Potential.*

Lichtbeschikbaarheid	Waterkolom		Epilimnion		Hypolimnion	
	Gemiddelde	*Stdev*	*Gemiddelde*	*Stdev*	*Gemiddelde*	*Stdev*
Secchidiepte (m)	0.87	0.21			n.a.	
Turbiditeit (FTU)			6.75	0.95	7.4	1 meting
Primaire producenten						
Totaal Chl-A (µg/L)			0.75	0.14	n.a.	
CyanoChl-A (µg/L)			0.33	0.15	n.a.	
Aantal planten soorten	0 n.a.					

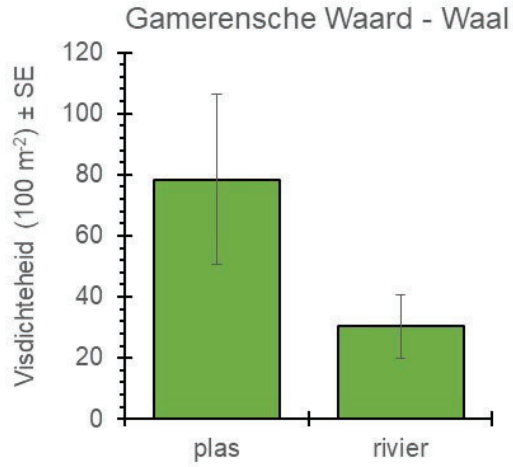
Vissen

Visbemonsteringen in de ondiepe oeverzone van de plas in de zomer van 2020 leverde 12 vissoorten op, in de nabij gelegen Waal kwamen eveneens 12 soorten in de ondiepe oeverzone voor (Tabel 25). Er werden voornamelijk juveniele vissen (geboren in 2020) in de ondiepe oeverzones aangetroffen. De soorten blankvoorn en alver domineerde de visgemeenschap in de plas, tevens werden lage dichtheden van de stromingsminnende barbeel aangetroffen. In de aangrenzende Waal werden vooral witvingrondels aangetroffen. Sneep en bot werden wel in lage dichtehden in de oevers van de Waal aangetroffen maar niet in de plas. De totale visdichtheid in de oeverzone van de plas was aanzienlijk hoger dan die van de rivier (Figuur 70). De rheofiele visgemeenschap is vergelijkbaar met die van voorgaand onderzoek door AT-KB (RWS, 2017).

Tabel 25. *Overzicht visdichtheden (100 m-2) in ondiepe oeverzones van de Gamerensche Waard met de aangrenzende Waal (juli 2020, zegennet).*

Table 25. *Overview of fish densities (100 m-2) in shallow riparian zones of the Gamerensche Waard and the adjacent Waal River (July 2020, seine net).*

	Gamerensche Waard			
	plas		*rivier*	
Soort:	mean	± SE	mean	± SE
blankvoorn	45,0	20,6	1,6	0,5
witvingrondel	2,9	1,5	14,9	9,6
alver	10,6	9,8	1,4	0,7
zwartbekgrondel	4,1	2,5	3,6	2,8
baars	3,9	2,7	3,2	2,9
winde	4,7	1,7	1,6	1,2
roofblei	3,8	0,9	0,4	0,4
sneep	--	--	1,6	1,1
pontische stroomgrondel	1,0	0,8	0,4	0,4
snoekbaars	0,7	0,3	0,5	0,3
barbeel	0,9	0,5	--	--
bot	--	--	0,7	0,4
kaukasische dwerggrondel	0,7	0,7	--	--
kesslers grondel	--	--	0,4	0,4
brasem	0,2	0,2	--	--
Totaal:	78,4	27,9	30,3	10,4



Figuur 70. *Vergelijking tussen totale visdichtheid (100 m-2) in ondiepe oeverzones van de Gamerensche Waard met de aangrenzende Waal (juli 2020, zegennet).*
Figure 70. *Comparison of total fish density (100 m-2) in shallow riparian zones of the Gamerensche Waard with the adjacent Waal River (July 2020, seine net).*

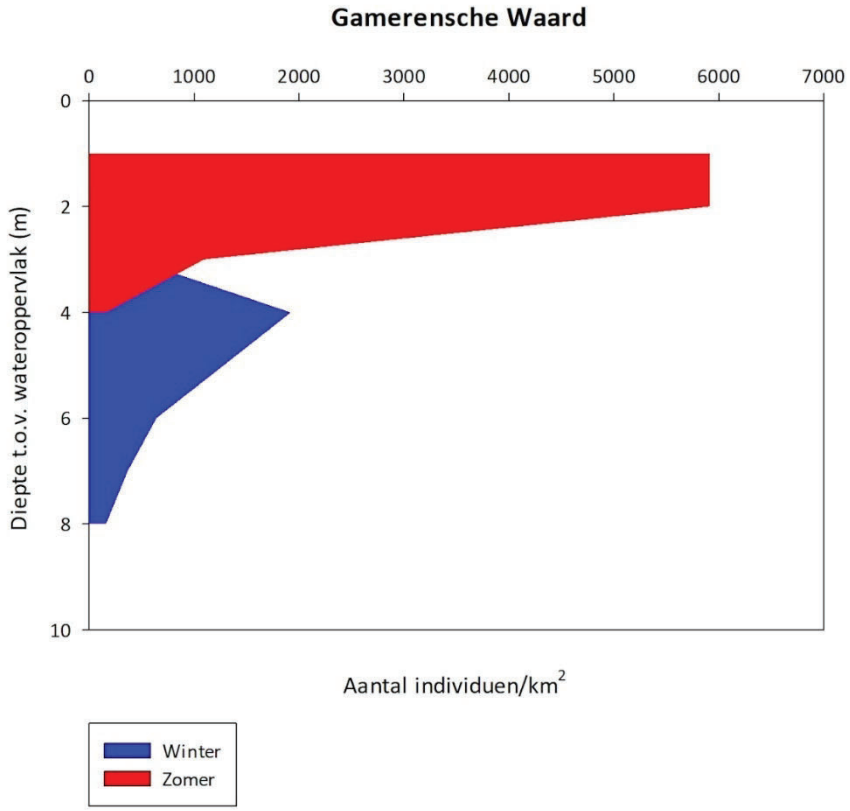
De visgemeenschap in zowel de Gamerensche Waard als de aangrenzende Waal is in de zomer (2020) en winter (2020/2021) in beeld gebracht op basis van eDNA detectie (Tabel 26). Op basis van eDNA signalen zijn in de plas 29 vissoorten aangetroffen. Van 14 soorten wordt eDNA in grotere hoeveelheden jaarrond in de plas aangetroffen. Deze soorten zijn zowel in de winter (winterhabitat) als in de zomer (opgroeigebied) in grotere aantallen aanwezig. Hierbij wordt ook de stromingsminnende barbeel in zowel zomer als wintre in de plas aangetroffen. Van vijf soorten is alleen in de zomer eDNA in de plas gevonden. Hierbij was ook sprake van eDNA van rivierprik, mogelijk maken larven van rivierprik gebruik van de plas. Van vier soorten werd uitsluitend in de winter eDNA in de plas zijn aangetroffen.

Tabel 26. *Overzicht aangetroffen vissoorten op basis van eDNA-detectie in zomer (2020) en winter (2020/2021) in de Gamerensche Waard en aangrenzende Waal. eDNA van een soort kan in een dermate lage concentratie in de plas worden aangetroffen dat het niet uit te sluiten is of het eDNA*

van elders is aangevoerd (bijv. door overstroming), deze soorten zijn aangeven onder de kop 'soorten met zwak eDNA-signaal in plas, zeldzaam/niet in plas aanwezig'.

Table 26. *Overview of fish species found based on eDNA detection in summer (2020) and winter (2020/2021) in the Gamerensche Waard and adjacent Waal River. eDNA of a species can be found in such a low concentration in the lake that it is impossible to exclude that the eDNA has been brought in from elsewhere (e.g. by flooding), these species are indicated under the heading 'soorten met zwak eDNA-signaal in plas, zeldzaam/niet in plas aanwezig'.*

Soorten met sterk eDNA-signaal in plas in zomer en winter:	
karper	
snoek	
winde	
Pontische stroomgrondel	
zwartbekgrondel	
baars	
Kesslers grondel	
witvingrondel	
blankvoorn	
snoekbaars	
brasem	
alver	
paling	
barbeel	
Soorten uitsluitend eDNA-signaal in plas in zomer:	
pos	
rivierprik	
roofblei	
meerval	
dunlipharder	
Soorten uitsluitend eDNA-signaal in plas in winter:	
regenboogforel	
zalm	
kopvoorn	
bermpje	
Soorten met zwak eDNA-signaal in plas, zeldzaam/niet in plas aanwezig:	
3-doornige stekelbaars	
riviergrondel	
marmergrondel	
bittervoorn	
houting	
gestippelde alver	
Soorten uitsluitend eDNA-signaal in Waal:	
elrits	
kolblei	
N soorten in plas	**29**
N soorten in rivier	**25**



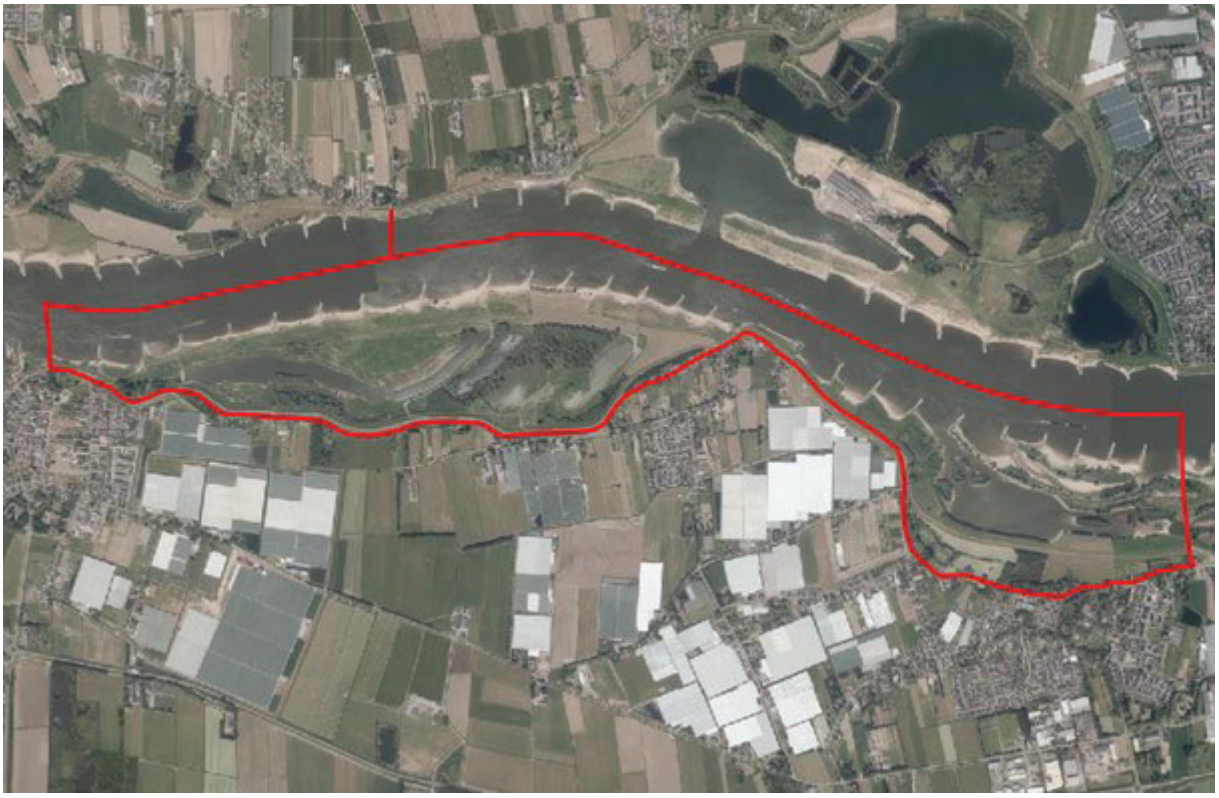
Figuur 71. *Aantal aangetroffen individuen vis per km² per diepte in de winter (blauw) en zomer situatie (rood).*

Figure 71. *Number of individual fish per km² found per depth in the winter (blue) and summer situation (red).*

Op basis van sonar metingen is in de zomer het aantal aangetroffen individuen vis beduidend hoger (13082 ind/km²) dan in de winter (5116 ind/km²) (Figuur 71). De diepte waarop de hoogste aantallen vis worden gevonden ligt in de winter dieper dan in de zomer.

Vogels

Voor een karakterisering van het vogelleven van de Gamerensche Waard gebruiken we telgegevens uit het Meetnet Watervogels voor het telgebied RG5340 "Waal: steenfabriek Gameren - Zuilichem (zuidoever)" (Figuur 72). Voordeel van het gebruiken van deze gegevens is dat er een rijkdom aan gegevens is, uit meerdere seizoenen, van zowel het winter- als het zomerhalfjaar. Nadeel is dat het telgebied groter is dan alleen de Gamerensche Waard, en bijvoorbeeld ook de Breemwaard bij Zuilichem omvat. Het is echter te verwachten dat er door de nabijheid van de plassen enige uitwisseling plaatsvindt. We rapporteren alleen soorten die direct aan water gebonden zijn (en dus geen soorten die bijv. alleen in moerasvegetatie of natte graslanden te vinden zijn (Tabel 27).



Figuur 72. *Telgebied RG5340 Waal: steenfabriek Gameren - Zuilichem (zuidoever), inclusief de Gamerensche Waard rechts in het rood-omlijnde gebied.*

Figure 72. *Counting area RG5340 Waal: Steenfabriek Gameren-Zuilichem (southbank), including Gamerensche Waard left in the red outlined area.*

Tabel 27. *Gemiddelden van watervogels en aantal waarnemingen (obs) tijdens het zomerhalfjaar en winterhalfjaar in het telgebied RG5340 van het Meetnet Watervogels waargenomen over een periode van 20 jaar (2001-2021). Alleen strikt aan water gebonden soorten zijn getoond. Soorten met asterisk zijn tijdens veldwerk door medewerkers van B-WARE waargenomen in de Gamerensche Waard.*

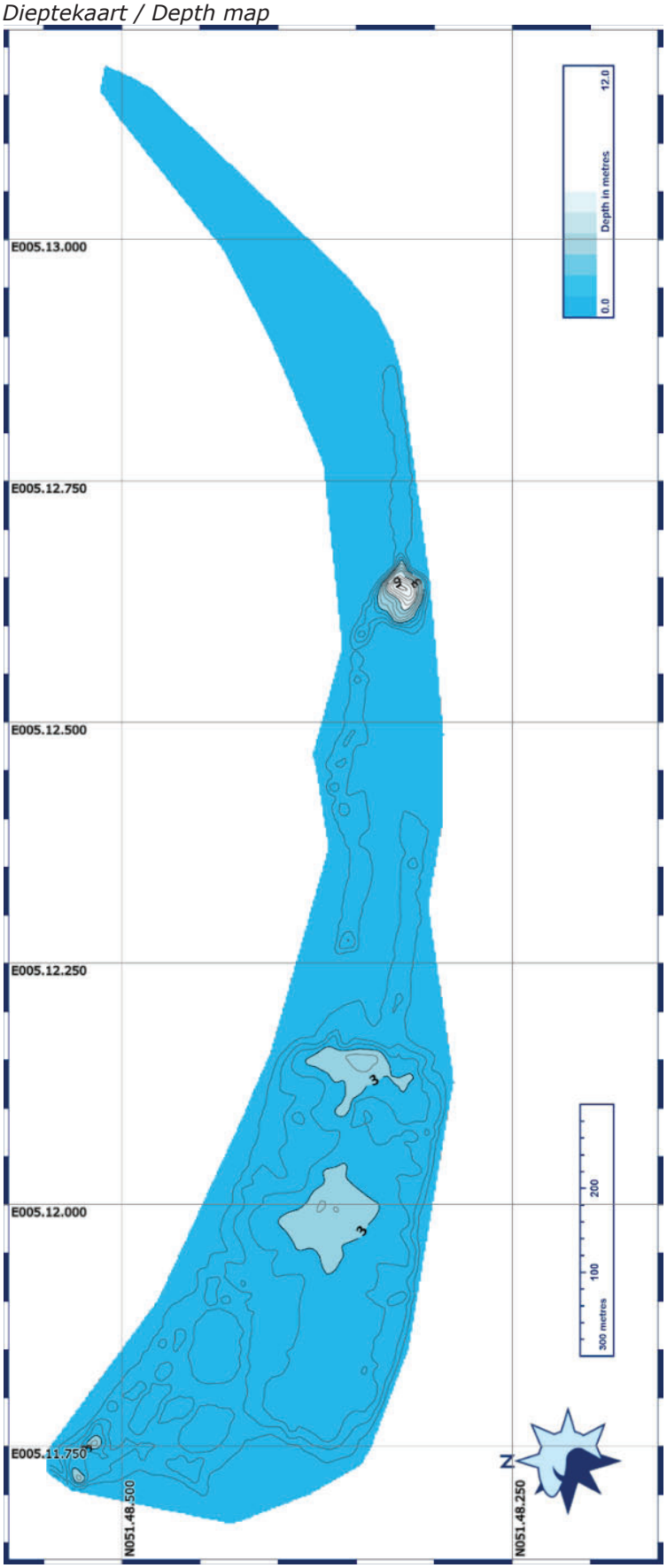
Table 27. *Averages of waterbirds and number of observations (obs) during the summer half-year and winter half-year in the counting area RG5340 of the Meetnet Watervogels (waterfowl monitoring network) observed over a period of 20 years (2001-2021). Only species strictly associated with water are shown. Species with an asterisk are observed in the Gamerensche Waard during fieldwork by B-WARE staff.*

Soort	Gem. zomer	Obs zomer	Gem. winter	Obs winter
Aalscholver*	4	11	19	121
Bergeend	7	20	6	57
Blauwe Reiger*	2	9	4	105
Brandgans	3	4	60	39
Brilduiker	0	0	3	11
Dodaars	3	2	0	0
Fuut*	5	21	5	131
Grauwe Gans*	84	21	190	140
Grote Canadese Gans	2	6	9	23
Grote Zaagbek	0	0	3	6
Grote Zilverreiger	0	0	4	49
Grutto	35	14	62	18
Kievit	13	14	91	58
Kleine Mantelmeeuw	4	7	0	0
Kleine Plevier	0	0	5	2
Kleine Zilverreiger	0	0	3	2
Kleine Zwaan	0	0	8	3
Knobbelzwaan	5	19	5	69

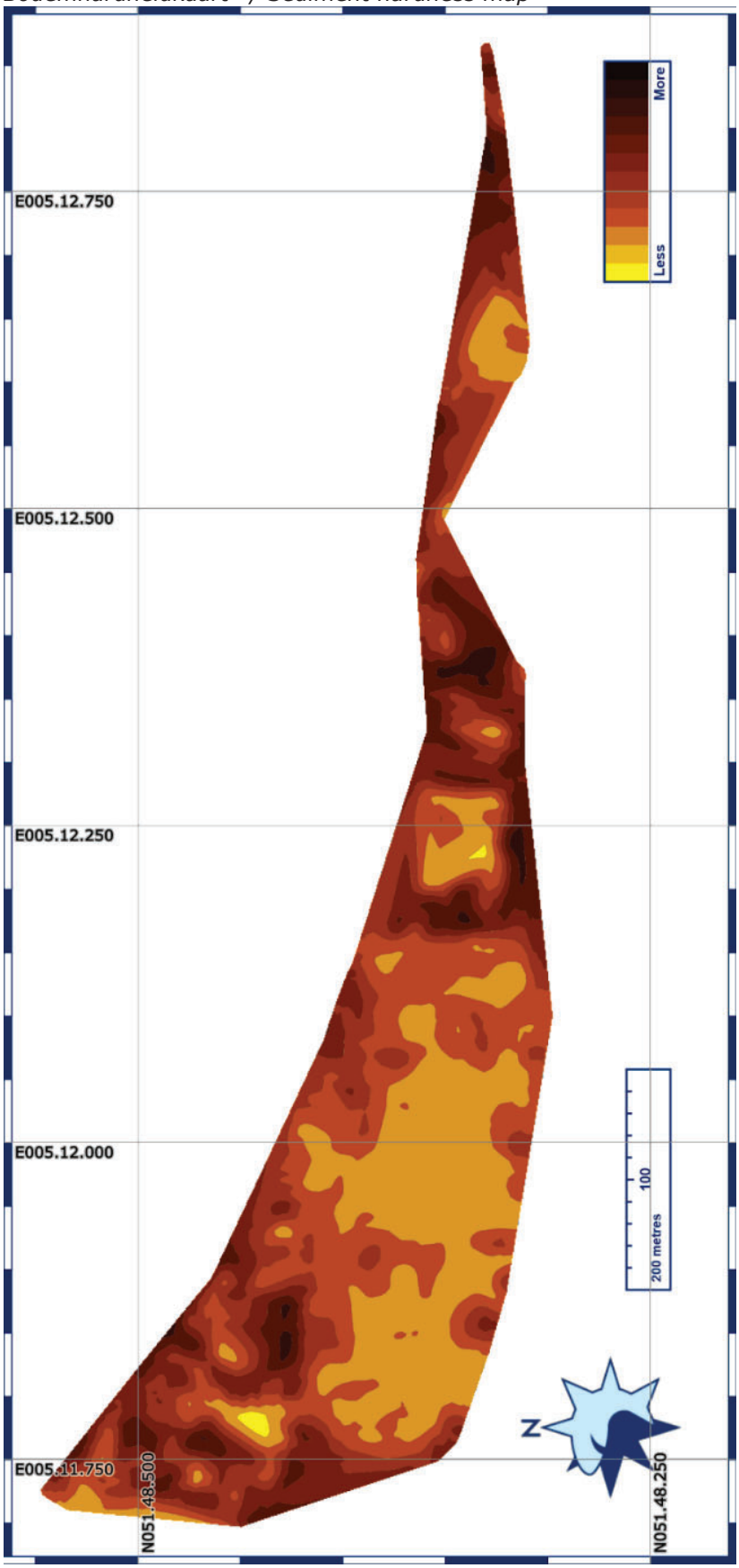
Soort	Gem. zomer	Obs zomer	Gem. winter	Obs winter
Kokmeeuw	3	4	56	126
Kolgans	0	0	315	79
Krakeend	26	19	29	122
Krooneend	0	0	3	1
Kuifeend	16	21	34	126
Lepelaar	0	0	12	6
Meerkoet*	27	21	60	139
Nijlgans	3	12	3	44
Nonnetje	0	0	5	6
Oeverloper*	0	0	3	10
Pijlstaart	5	2	11	33
Scholekster*	26	21	24	51
Slobeend	32	21	34	106
Smient	18	13	395	133
Stormmeeuw	8	6	13	84
Tafeleend	3	2	12	54
Tureluur	3	15	4	17
Waterhoen	0	0	3	44
Watersnip	0	0	6	8
Wilde Eend*	17	21	58	143
Wintertaling	15	20	33	122
Wulp	0	0	19	26
Zilvermeeuw	2	8	0	0
Zwarte Stern	4	1	0	0

Kaarten 4. Gamerensche Waard

Dieptekaart / Depth map



Bodemhardheidkaart / Sediment hardness map*



De donkere bruintinten geven een relatieve harde bodem weer, de geeltinten een zachte-slibbige bodem.

Bijlage H: Hedelse Bovenwaard

Algemeen
De Hedelse Bovenwaard is een, aan de westkant, eenzijdig aangetakte plas aan de vrij afstromende Getijdenmaas. Door de verbinding met de Getijdenmaas kan het peil binnen een dag tot 30 cm variëren. Het betreft een diepe plas welke is ontstaan na grootschalige zandwinning. In het oosten zijn zogenoemde kribvakken ingericht t.b.v. natuurontwikkeling (Natuurmonumenten). Bij hoogwater kan de plas ook aan de zuidoever in direct contact komen met de rivier; de inundatiefrequentie is 1:2 jaar (RWS, viewer Zuid-Nederland). Rondom de plas is vooral sprake van extensief begraasd grasland, akkerbouw en stukjes ooibos.



Figuur 73. *Overzicht van monster locaties voor bodem- en waterbemonstering.*
Figure 73. *Overview of the sediment and water sample locations.*

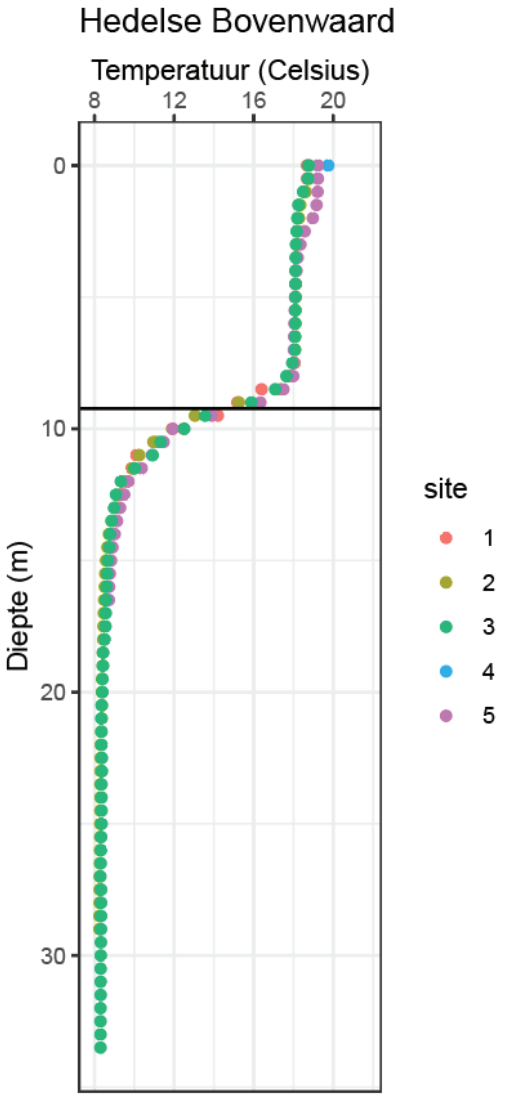
In de Hedelse Bovenwaard zijn 5 locaties bemonsterd (Figuur 73). Op locatie 1-5, zijn zowel de biogeochemische parameters, de vegetatie als het fytoplankton bemonsterd. Daarnaast zijn op deze locaties ook licht, opgelost zuurstof, pH, EGV en temperatuurprofielen gemaakt. Op locatie 3 is ook de waterkwaliteit bemonsterd evenals nabij de aantakking met de rivier in het westen. In de ondiepe oeverzone (0,5 - 1,5 m diepte) ten zuidoosten van locatie 1 zijn in juli 2020 drie zegenvisserij trajecten bemonsterd (30 m zegen, hoogte 2,5 m, maaswijdte zak 5 mm) en zijn in juli 2020 en februari 2021 twee eDNA watermonsters verzameld. Ter referentie zijn in juli 2020 ook drie zegenvisserij trajecten bemonsterd in de ondiepe oeverzone van kribvakken van de Maas (0,5 - 1,5 m diepte) direct ten zuiden van de plas, hier werden in juli 2020 en februari 2021 tevens twee referentie eDNA watermonsters verzameld.

Morfologie
De Hedelse Bovenwaard heeft een oppervlakte van 0,68 km^2, een volume van 0,01 km^3, een gemiddelde diepte van 15,6 m en een maximale diepte van 37,3 m in de zomer. Het oevertalud is

steil, en neemt binnen 10 meter af tot 5m (Kaarten 5). In het noorden van de plas ligt een wat ondieper deel. Alhoewel deze plas niet een officieel KRW-waterlichaam is, valt hij qua oppervlakte net onder het M20 KRW type, i.e. grote diepe gebufferde meren. Dit type komt sterk overeen met M16/M19, diepe gebufferde meren.

Stratificatie

De spronglaag van de Hedelse Bovenwaard bevindt zich gemiddeld rond de 9 m diepte (Figuur 74). De plas is duidelijk temperatuur-gestratificeerd. Verder is de zuurstofconcentratie boven de spronglaag vaak > 5 mg/l en daalt deze onder de spronglaag tot < 1 mg/l in de diepste delen van de plas. De zuurstofverzadiging in het bovenste deel van de waterkolom (0-1m) voldoet aan de voorwaarden voor goed ecologisch potentieel (73% ± 27%). In de diepere delen van het hypolimnion van de plas (dieper dan 25m) treedt echter wel zuurstofloosheid op in de zomer.



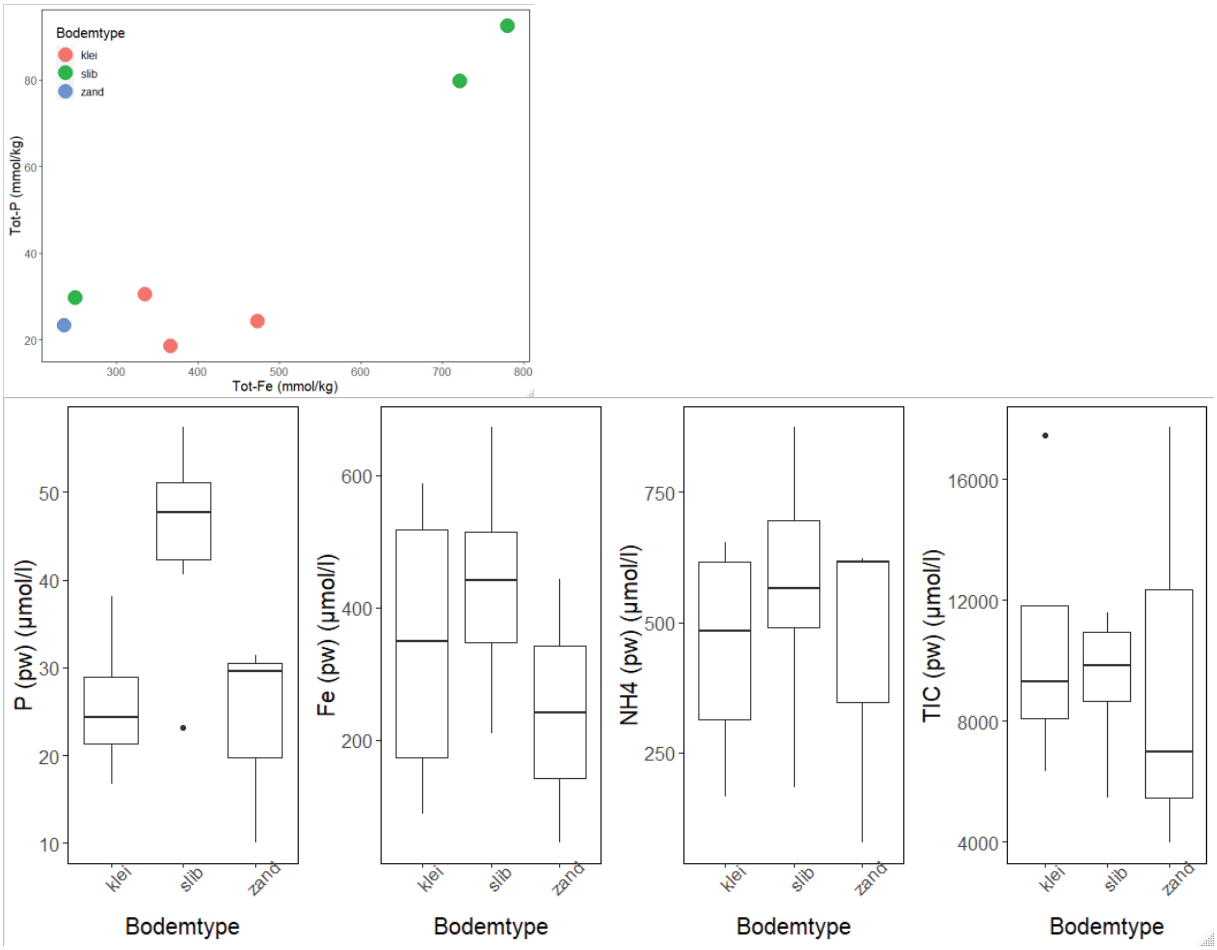
Figuur 74. *Temperatuurprofielen van het water op de monsterlocaties.*
Figure 74. *Temperature profiles of the surface water at the sample locations.*

Biogeochemie

De bodem in de Hedelse Bovenwaard bestond uit slib, klei of zand. Het slib leek deels te bestaan uit verweekte klei. Zand werd aangetroffen op locaties 1 en 4 (Figuur 73). De bodemhardheid kaart (Kaarten 5) laat zien dat deze zachtere slibbodem lijkt op te hopen in de diepere delen van de plas (>15m). De overstroming in de winter leek invloed te hebben gehad op de bodemopbouw (mogelijk door verplaatsing bodemdeeltjes). De zuidoever fungeerde op het moment van

monstername als instroom en de aantakking als uitstroom richting de rivier. Ook in de zomer stroomde water hier richting de rivier, wat indiceert dat er kwel- en/of andere waterstromen de plas binnenkomen.

De slibbige bodems in de diepe delen waren voedselrijk (rijk aan Totaal-P) en ook meer ijzerrijk dan de andere bodems (Figuur 75). Deze rijkdom was ook terug te zien in het poriewater van de bodems met matig-hoge P-concentraties in het slib, maar weinig verschil tussen de ammoniumconcentraties (Figuur 75, onder). Het poriewater was ijzerrijk, met name in de winter, wat gunstig is voor het tegengaan van de P-nalevering naar de waterlaag, zolang de waterlaag boven de bodem zuurstofhoudend is. De Fe/P ratio's (poriewater) waren meestal > 5.



Figuur 75. *Boven: Relatie tussen totaal-fosfor en totaal-ijzer (mmol/kg drooggewicht) (zomerwaarden). Onder: Concentratie (µmol/l) van fosfor, ijzer, ammonium en anorganisch koolstof in het poriewater (zomer- en winterwaarden) in de verschillende typen bodems.*

Figure 75. *Above: Relationship between total-phosphorus and total-iron (mmol/kg dry weight) (summer values). Below: Concentration (µmol/l) of phosphorus, iron, ammonium and inorganic carbon in the pore water (summer and winter values) in the different sediment types.*

In de zomer was er sprake van stratificatie in de plas (Figuur 74). Dit is terug te zien in de waterkwaliteit (Tabel 28). Het water van het ondiepe epilimnion in het midden van de plas en nabij de aantakking verschillen iets van het diepe hypolimnion. Het hypolimnion had een lagere pH (waarschijnlijk door nalevering en accumulatie van CO_2 uit de waterbodem), meer anorganisch koolstof en ammonium en minder sulfaat (als gevolg van anaerobe afbraak in de waterbodem) en was iets rijker aan Fe en totaal-P. De voedselrijkdom was echter relatief laag. Het epilimnion valt in de zomer in de klasse 'zeer goed', voor KRW-type M20 qua P-rijkdom (hypolimnion in klasse 'matig') en de pH. In de winter waren de concentraties in alle waterlagen vergelijkbaar (geheel

gemengde waterlaag) en was het water wat voedselrijker (P > 2 µmol/l) en meer vergelijkbaar met de rivier (ca. 3-4,5 µmol/l, meetpunt Belfeld boven 2019, RWS).

Tabel 28. *Enkele waarden van de oppervlaktewaterkwaliteit (zomer = juli 2020, winter = februari 2021). Concentraties in µmol/l en mg/l.*

Table 28. *Several values of surface water quality (summer = July 2020, winter = February 2021). Concentrations in µmol/l and mg/l.*

			µmol	µmol	µmol	µmol	µmol	µmol	mg	mg	mg	mg	mg	mg
Seizoen	Waterlaag	pH	HCO3	NO3	NH4	Fe	P	SO4	HCO3	N (NO3)	N (NH4)	Fe	P	SO4
Zomer	Ondiep	8.34	2178	92	1.3	0.3	0.3	530	133	1.29	0.02	0.02	0.01	51.0
Winter	Ondiep	7.76	2180	216	4.6	5.8	2.5	327	133	3.03	0.06	0.32	0.08	31.4
Zomer	Diep	7.18	2826	146	5.7	1.1	1.3	297	172	2.05	0.08	0.06	0.04	28.5
Winter	Diep	7.79	2177	216	3.7	7.8	3.0	326	133	3.03	0.05	0.44	0.09	31.3
Zomer	Aantak.	8.38	2124	89	14.7	0.3	0.2	537	130	1.25	0.21	0.02	0.01	51.6
Winter	Aantak.	7.78	2244	216	5.3	4.2	2.3	325	137	3.02	0.07	0.23	0.07	31.2

Lichtbeschikbaarheid en primaire productie

Ondanks de relatieve voedselrijkdom is de beschikbaarheid van licht in de Hedelse Bovenwaard goed en zou niet limiterend moeten zijn voor plantengroei. Zowel het doorzicht als de hoeveelheid chlorofyl-a zijn kenmerkend voor een water met goed ecologisch potentieel (Tabel 29). Desondanks werd alleen op locatie 4 vegetatie aangetroffen, i.e. smalle waterpest (*Elodea nuttallii).* Deze invasieve soort is wijdverbreid in Nederlandse binnenwateren, en kenmerkend voor voedselrijke wateren. Ook is schedefonteinkruid en holpijp gezien tijdens het veldwerk. Duikers namen een bijna volledige bedekking van waterpest waar tot circa 3,5 m diep aan de noordwestkant.

Tabel 29. *Overzicht van lichtbeschikbaarheid en aanwezigheid van primaire producenten. In groen de fysisch-chemische en biologische kwaliteitselementen met Goed Ecologisch Potentieel.*

Table 29. *Overview of light availability and presence of primary producers. In green the physico-chemical and biological quality elements with Good Ecological Potential.*

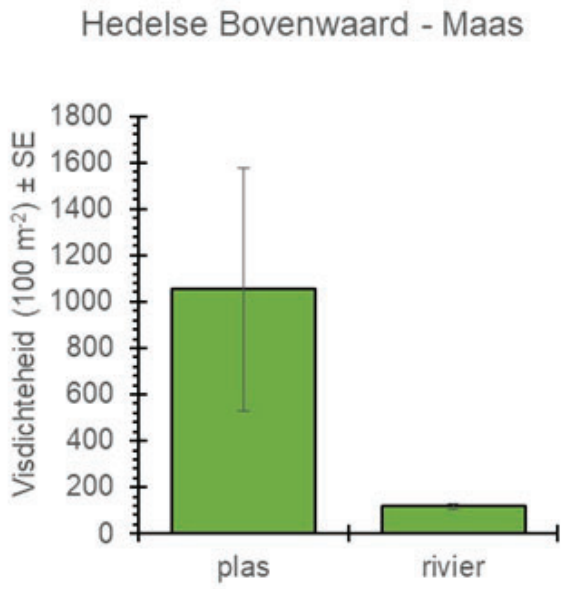
Lichtbeschikbaarheid	Waterkolom		Epilimnion		Hypolimnion	
	Gemiddelde	*Stdev*	*Gemiddelde*	*Stdev*	*Gemiddelde*	*Stdev*
Secchidiepte (m)	2.95	0.26			n.a.	
Turbiditeit (FTU)			1.29	0.12	12	12.48
Primaire producenten						
Totaal Chl-A (µg/L)			2.42	1.39	n.a.	
CyanoChl-A (µg/L)			0.76	0.45	n.a.	
Aantal planten soorten	1					

Vissen

Visbemonsteringen in de ondiepe oeverzone van de plas in de zomer van 2020 leverde 9 vissoorten op, in de nabij gelegen Maas kwamen 10 soorten in de ondiepe oeverzone voor (Tabel 30). Er werden voornamelijk juveniele vissen (geboren in 2020) in de ondiepe oeverzones aangetroffen. De soorten baars, blankvoorn, winde, brasem en roofblei domineerde de visgemeenschap in de plas. In de aangrenzende Maas werden vooral juveniele blankvoorn, baars en zwartbekgrondel aangetroffen. De totale visdichtheid in de oeverzone van de plas was aanzienlijk hoger dan die van de rivier (Figuur 76).

Tabel 30. *Overzicht visdichtheden (100 m-2) in ondiepe oeverzones van de Hedelse Bovenwaard met de aangrenzende Maas (juli 2020, zegennet).*
Table 30. *Overview of fish densities (100 m-2) in shallow riparian zones of the Hedelse Bovenwaard and the adjacent Meuse River (July 2020, seine net).*

	Hedelse Bovenwaard			
	plas		*rivier*	
Soort:	mean	± SE	mean	± SE
baars	654,8	324,1	12,9	8,5
blankvoorn	231,4	114,4	88,5	23,1
winde	101,2	87,2	4,0	2,8
brasem	48,5	31,7	--	--
roofblei	8,2	6,0	1,3	1,3
zwartbekgrondel	--	--	9,5	4,8
pontische stroomgrondel	2,4	1,4	1,9	1,1
alver	3,3	3,3	0,2	0,2
kleine modderkruiper	1,8	1,6	--	--
driedoornige stekelbaars	0,8	0,8	--	--
bot	--	--	0,2	0,2
Kesslers grondel	--	--	0,1	0,1
snoekbaars	--	--	0,1	0,1
Totaal:	1052,4	521,9	118,7	13,5



Figuur 76. *Vergelijking tussen totale visdichtheid (100 m-2) in ondiepe oeverzones van de Hedelse Bovenwaard met en de aangrenzende Maas (juli 2020, zegennet).*
Figure 76. *Comparison of total fish density (100 m-2) in shallow riparian zones of the Hedelse Bovenwaard with the adjacent Meuse River (July 2020, seine net).*

Totale visgemeenschap zomer en winter op basis van eDNA

De visgemeenschap in zowel de Hedelse Bovenwaard als de aangrenzende Maas is in de zomer (2020) en winter (2020/2021) in beeld gebracht op basis van eDNA detectie (Tabel 31). Op basis van eDNA signalen zijn in de plas 27 vissoorten aangetroffen. Van 11 soorten wordt eDNA in grotere hoeveelheden jaarrond in de plas aangetroffen. Deze soorten zijn zowel in de winter (winterhabitat) als in de zomer (opgroeigebied) in grotere aantallen aanwezig. Van vier soorten is alleen in de zomer eDNA in de plas gevonden. Er zijn geen soorten die uitsluitend in de winter in de plas zijn aangetroffen. Het grote aantal soorten met een zwak eDNA signaal is mogelijk het resultaatvan overstroming door de Maas. Het aangetroffen eDNA is waarschijnlijk afkomstig van elders en wordt door overstroming vanuit de Maas in de plas aangetroffen.

Tabel 31. *Overzicht aangetroffen vissoorten op basis van eDNA-detectie in zomer (2020) en winter (2020/2021) in de Hedelse Bovenwaard en aangrenzende Maas. eDNA-signaal sterkte wordt uitgedrukt in aantal eDNA reads in combinatie met het aantal positieve eDNA PCR replica's (data niet weergegeven). eDNA van een soort kan in een dermate lage concentratie in de plas worden aangetroffen dat het niet uit te sluiten is of het eDNA van elders is aangevoerd (bijv. door overstroming), deze soorten zijn aangeven met een *.*

Table 31. *Overview of fish species found based on eDNA detection in summer (2020) and winter (2020/2021) in the Hedelse Bovenwaard and adjacent Meuse River. eDNA of a species can be found in such a low concentration in the lake that it is impossible to exclude that the eDNA has been brought in from elsewhere (e.g. by flooding), these species are indicated under the heading 'soorten met zwak eDNA-signaal in plas, zeldzaam/niet in plas aanwezig'.*

Soorten met sterk eDNA-signaal in plas in zomer en winter:
zwartbekgrondel
brasem
blankvoorn
snoekbaars
baars
snoek
marmergrondel
winde
alver
karper
zeelt

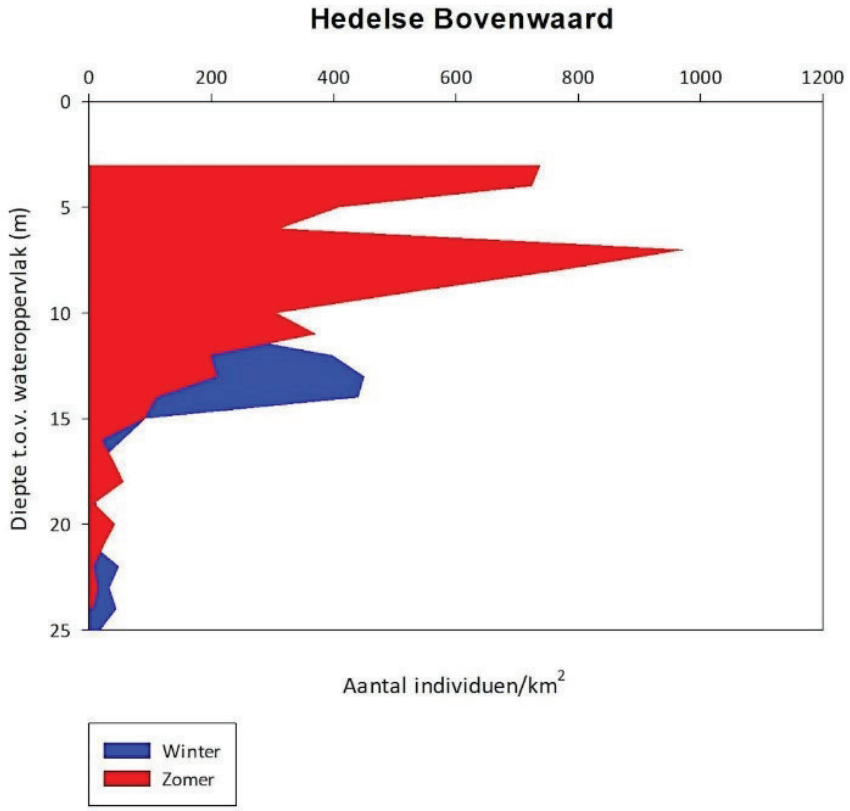
Soorten uitsluitend eDNA-signaal in plas in zomer:
roofblei
kleine modderkruiper
paling
pos

Soorten met zwak eDNA-signaal in plas, zeldzaam/niet in plas aanwezig:
elrits
regenboogforel
barbeel
bermpje
kopvoorn
gestippelde alver
rivierdonderpad
meerval
houting
rietvoorn
bittervoorn
Kesslers grondel

Soorten uitsluitend eDNA-signaal in Maas:
zalm
kolblei

N soorten in plas	**27**
N soorten in rivier	**26**

Diepte zonering van vissen op basis van sonar



Figuur 77. *Aantal aangetroffen individuen vis per km^2 per diepte in de winter (blauw) en zomer situatie (rood).*

Figure 77. *Number of individual fish per km^2 found per depth in the winter (blue) and summer situation (red).*

Op basis van sonarmetingen is in de zomer het aantal aangetroffen individuen vis beduidend hoger (5967 ind/km^2) dan in de winter (2256 ind/km^2). Dit komt overeen met de (massale) productie van juveniele vis gedurende de zomer in de ondiepe zone (0 - 10 m). Zegenvisserij liet hierbij hoge dichtheden baars, blankvoorn, winde en brasem zien. In de winter ligt de diepte waarop de grootste visaantallen worden gevonden veel dieper (13m) dan in de zomer (7m) (Figuur 77). In de winter neemt de visdichtheid af, een deel van de juveniele dieren emigreert de plas uit of sterft. De concentratie van vissen rond 13 m diepte duidt op winterclustering, vissen worden in de winter ook tot op grote diepte aangetroffen (tot maximaal 25 m). eDNA data maakt het waarschijnlijk dat zich in ieder geval hogere aantallen baars, blankvoorn, brasem, snoekbaars en mogelijk ook winde in de winter in de plas concentreren.

Samenvattend kan geconcludeerd worden dat de visproductie van de plas hoog is, aanzienlijk hoger dan de aangrenzende Maas. In de winter wordt een deel van de vissen op basis van eDNA nog steeds veelvuldig in de plas waargenomen. Voor baars, blankvoorn, brasem, snoekbaars en mogelijk ook winde functioneert de plas waarschijnlijk als overwinteringsgebied. Een piek van winterclusterende vissen is hierbij rond 13 m diepte aangetroffen.

Vogels

Voor een karakterisering van het vogelleven van de Hedelse Bovenwaard gebruiken we telgegevens uit het Meetnet Watervogels voor het telgebied RG7312 "Maas: Kerkdriel Paal 12" (Figuur 78). Voordeel van het gebruiken van deze gegevens is dat er een rijkdom aan gegevens is, uit meerdere seizoenen, van zowel het winter- als het zomerhalfjaar. Nadeel is dat het telgebied groter is dan alleen de Hedelse Bovenwaard, en bijvoorbeeld ook de Zandmeren bij Kerkdriel omvat. Het is echter te verwachten dat er door de nabijheid van de plassen enige uitwisseling plaatsvindt. We rapporteren alleen soorten die direct aan water gebonden zijn (en dus geen soorten die bijv. alleen in moerasvegetatie of natte graslanden te vinden zijn (Tabel 32).



Figuur 78. *Telgebied RG7312 Maas: Kerkdriel Paal 12, inclusief de Hedelse Bovenwaard links in het rood-omlijnde gebied.*

Figure 78. *Counting area RG7312 Maas: Kerkdriel Paal 12, including the Hedelse Bovenwaard left in the red outlined area.*

Tabel 32. *Gemiddelden van watervogels en aantal waarnemingen (obs) tijdens het zomerhalfjaar en winterhalfjaar in het telgebied RG7312 van het Meetnet Watervogels waargenomen over een periode van 20 jaar (2001-2021). Alleen strikt aan water gebonden soorten zijn getoond. Soorten met asterisk zijn tijdens veldwerk door medewerkers van B-WARE waargenomen in de Hedelse Bovenwaard.*

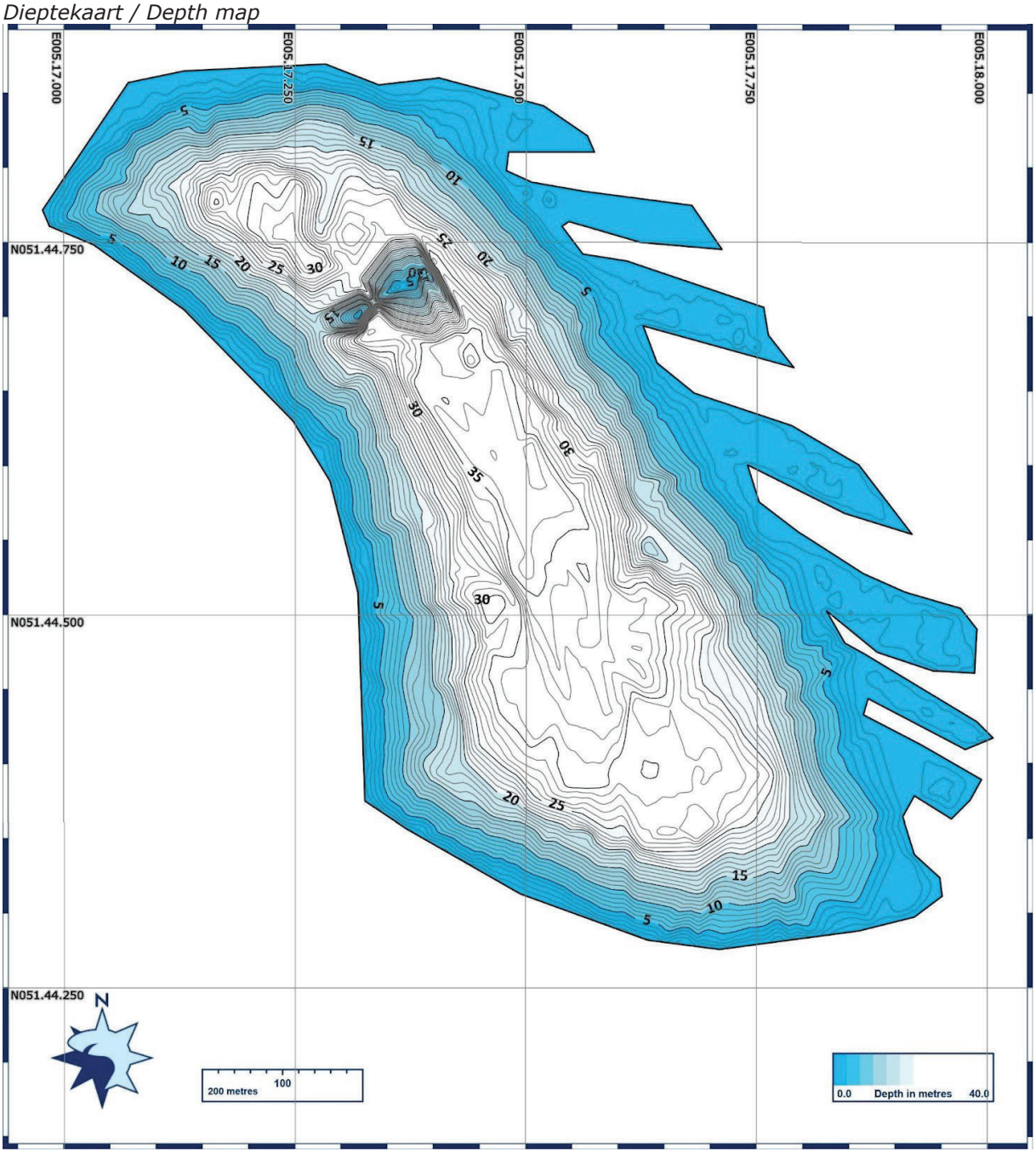
Table 32. *Averages of waterbirds and number of observations (obs) during the summer half-year and winter half-year in the counting area RG7312 of the Meetnet Watervogels (waterfowl monitoring network) observed over a period of 20 years (2001-2021). Only species strictly associated with water are shown. Species with an asterisk are observed in the Hedelse Bovenwaard during fieldwork by B-WARE staff.*

Naam	Gem. zomer	Obs zomer	Gem. winter	Obs winter
Aalscholver*	9	19	20	130
Bergeend	4	18	4	29
Blauwe Reiger*	7	18	7	125
Brandgans	2	1	85	14
Brilduiker	6	1	3	31
Casarca	1	1	1	5
Dodaars	2	6	6	112
Fuut	20	20	36	129
Grauwe Gans*	16	16	330	121
Geoorde Fuut	0	0	2	2
Grote Canadese Gans*	5	13	33	55
Grote Mantelmeeuw	2	2	2	20
Grote Zaagbek	0	0	3	6
Grote Zee-eend	0	0	2	1
Grote Zilverreiger	1	5	5	52
Grutto	0	0	34	4
IJsvogel	1	5	2	48
Indische Gans	2	1	5	4
Kleine Mantelmeeuw	4	9	3	27
Kleine Plevier	2	2	0	0
Kleine Rietgans	1	1	1	1

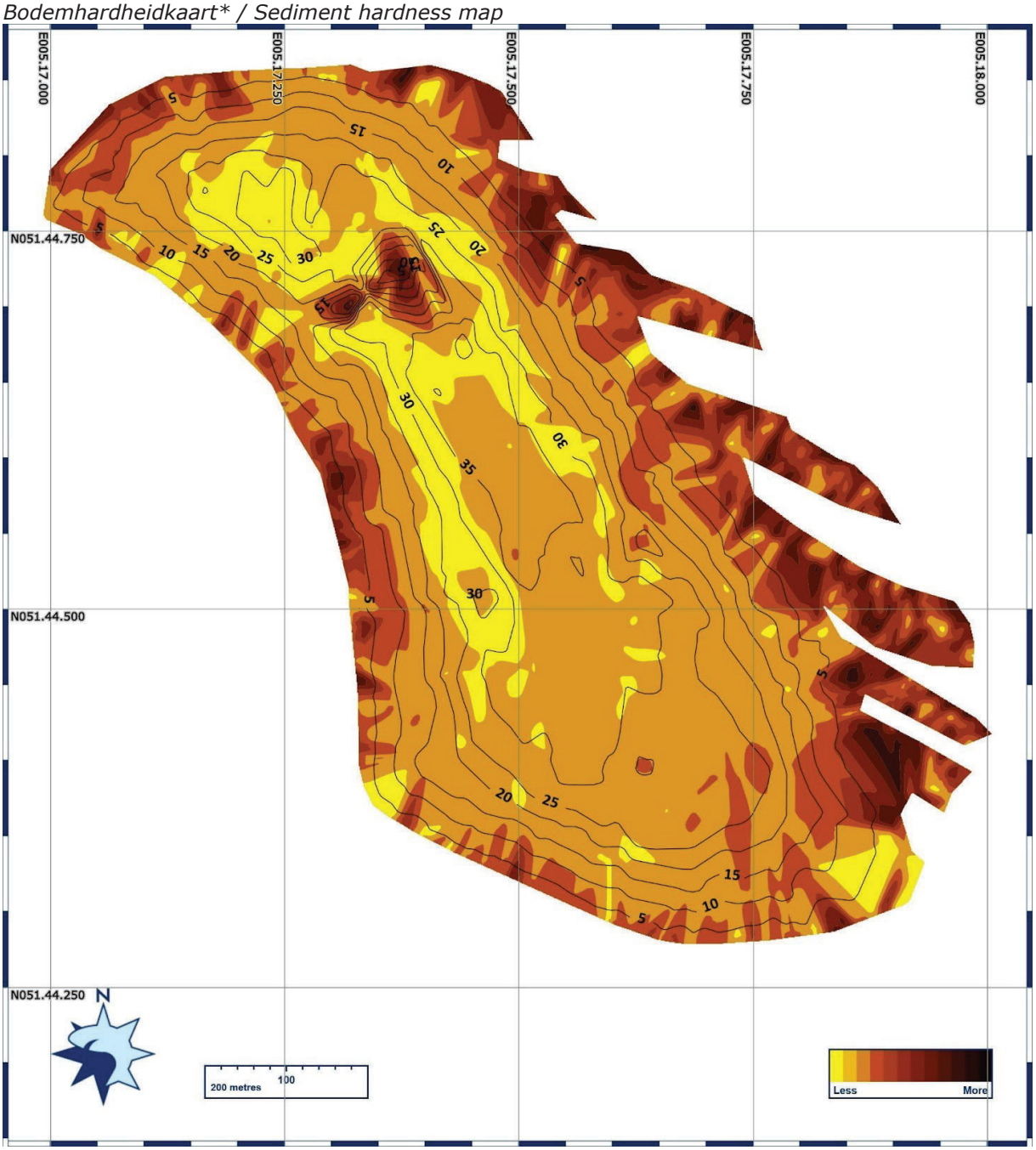
Naam	Gem. zomer	Obs zomer	Gem. winter	Obs winter
Kleine Zilverreiger	0	0	1	1
Kleine Zwaan	0	0	29	2
Knobbelzwaan*	6	17	12	94
Kokmeeuw*	8	6	124	129
Kolgans	1	1	386	42
Krakeend	9	13	16	79
Kuifduiker	0	0	2	1
Kuifeend	52	19	143	125
Lepelaar*	1	1	3	3
Mandarijneend	0	0	2	1
Meerkoet*	61	20	507	131
Middelste Zaagbek	0	0	1	1
Nijlgans*	6	19	12	110
Nonnetje	0	0	2	7
Oeverloper*	5	3	2	3
Oeverzwaluw	14	4	0	0
Pijlstaart	0	0	9	7
Rietgans	3	1	16	4
Roodhalsfuut	0	0	1	2
Roodkeelduiker	0	0	1	1
Slobeend	5	7	5	43
Smient*	8	3	175	92
Soepeend	2	9	4	47
Soepgans	8	11	10	65
Stormmeeuw	8	4	46	68
Tafeleend*	1	2	15	47
Tureluur	1	1	5	3
Visdief*	2	2	1	1
Waterhoen	2	5	2	73
Watersnip	2	1	9	18
Wilde Eend*	20	20	60	131
Wintertaling	3	5	8	29
Witgat	1	5	2	7
Wulp	9	3	27	28
Zilvermeeuw	4	8	9	67
Zomertaling	0	0	3	4
Zwaangans	0	0	3	1

Kaarten 5. Hedelse Bovenwaard

Dieptekaart / Depth map



Bodemhardheidkaart / Sediment hardness map*



De donkere bruintinten geven een relatieve harde bodem weer, de geeltinten een zachte-slibbige bodem.

Bijlage I: Schroevendaalse plas

Algemeen
De Schroevendaalse plas is een, aan de zuidkant, eenzijdig aangetakte plas aan de Maas van het gestuwde Maasplassengebied. Het gebied is hier sterk vergraven. Het betreft een deels diepe en deels ondiepe plas welke is ontstaan na grindwinning. Tussen beide delen zijn eilandjes aangebracht om het recreatieve ondiepe deel te scheiden van het diepe natuurdeel (Kurstjens et al., 2008). De inundatiefrequentie van de directe oeverzone en de eilandjes is 1:2 jaar en eens in de 5 jaar kan de zone tussen rivier en plas grotendeels overstromen (RWS, viewer Zuid-Nederland). Rondom de plas is vooral sprake van extensief begraasd grasland en struweel aan de oostkant en recreatief gebruik (o.a. jachthaven) aan de westkant.



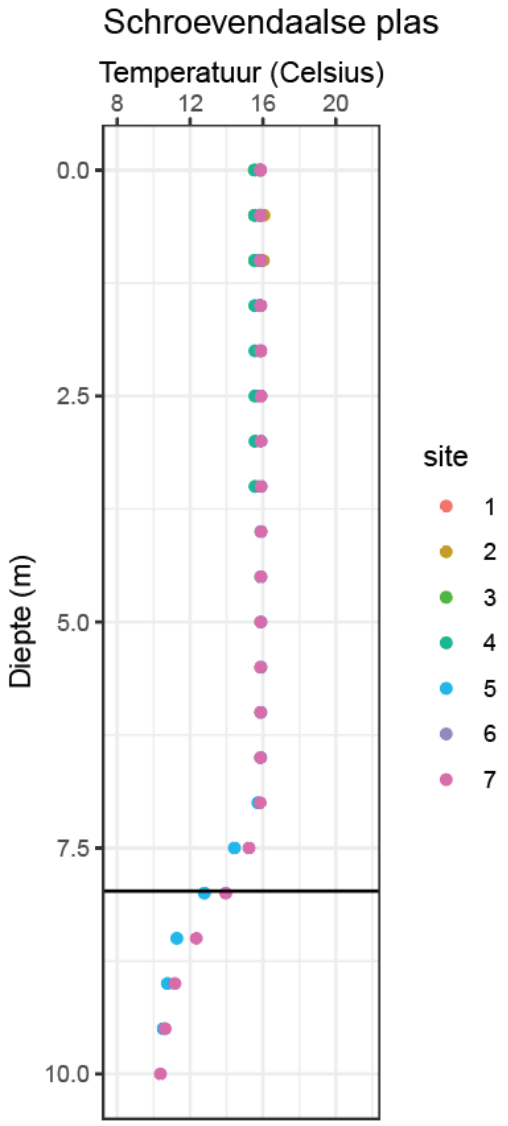
Figuur 79. *Overzicht van monster locaties voor bodem- en waterbemonstering.*
Figure 79. *Overview of the sediment and water sample locations.*

In de Schroevendaalse plas zijn 7 locaties bemonsterd, verdeeld over het ondiepe (west) en diepe deel (oost) van de plas (Figuur 79). Op locatie 1-7, zijn zowel de biogeochemische parameters, de vegetatie, het fytoplankton bemonsterd. Daarnaast zijn op deze locaties ook licht, opgelost zuurstof, pH, EGV en temperatuurprofielen gemaakt. Op locatie 4 en 6 is ook de waterkwaliteit bemonsterd, alsmede aan de zuidzijde bij de aantakking op de rivier.

Morfologie
De Schroevendaalse plas heeft een oppervlakte van 0.33 km^2, een volume van 1272.266 m^3, een gemiddelde diepte van 3.9 m en een maximale diepte van 12 m in de zomer. Het oevertalud loopt geleidelijk af (Kaarten 6). In het oosten van de plas ligt het diepere deel. Alhoewel deze plas niet een officieel KRW-waterlichaam is, komt deze plas overeen met M19 (vgl. M16), i.e. diepe gebufferde meren met een open verbinding met de rivier.

Stratificatie

De Schroevendaalse plas is gestratificeerd, met een spronglaag rond de 8 m (Figuur 80). De zuurstofconcentraties laten niet een duidelijke stratificatie zien en nemen slechts net boven de bodem af tot 10 mg/L. In de bovenste deel van de waterkolom vindt er oververzadiging van zuurstof plaats, wat duidt op veel zuurstofproductie. De zuurstofverzadiging voldoet dan ook aan de maatlat voor matig tot ontoereikend ecologisch potentieel (148% ± 36%). Ondanks dat de plas stratificeert treedt er slechts zeer beperkt uitputting van zuurstof op in het diepere deel (128% op het metalimnion, 95% op het diepste punt van de plas) tijdens de metingen met de hydrolab.

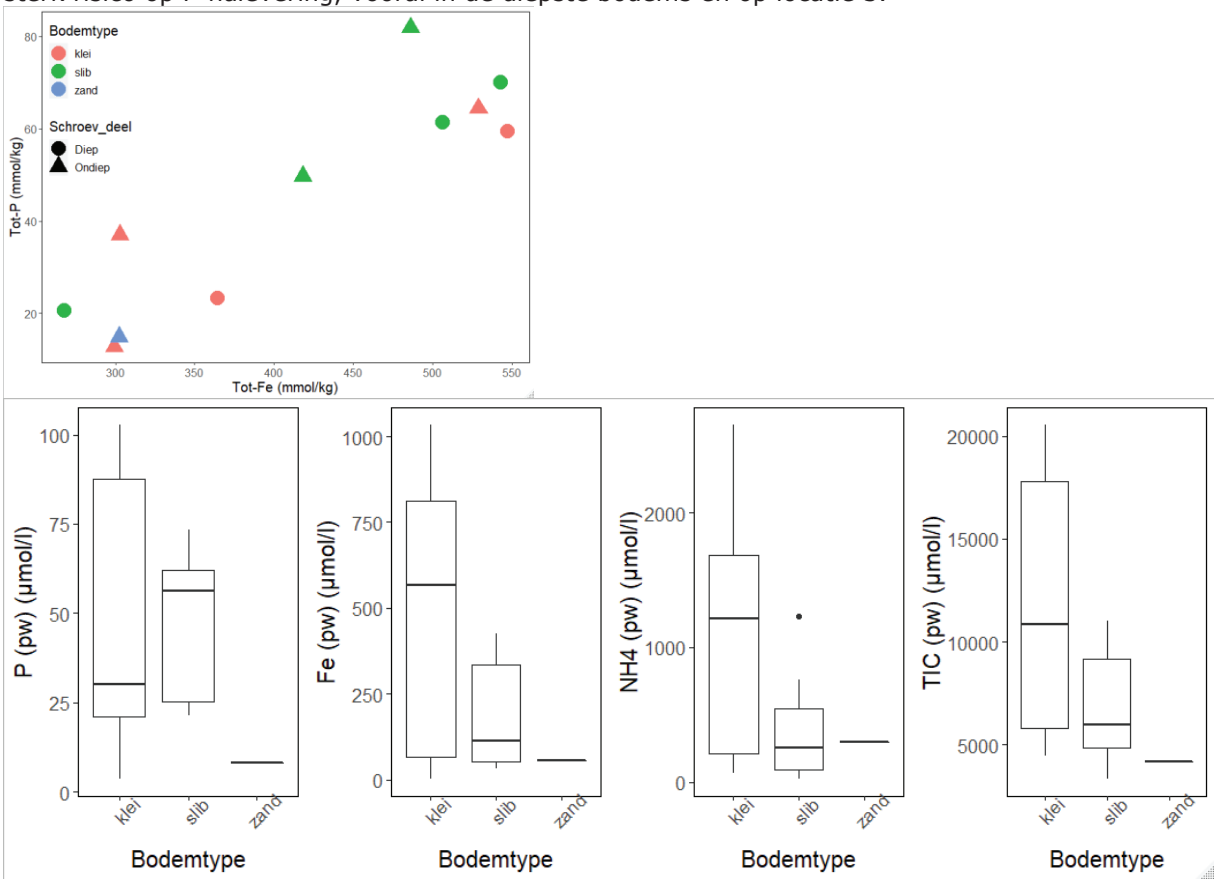


Figuur 80. *Temperatuurprofielen van het water op de monsterlocaties.*
Figure 80. *Temperature profiles of the surface water at the sample locations.*

Biogeochemie
De bodem in de Schroevendaalse plas bestond uit slib, klei en op locatie 4 zand onder het slib. Het slib leek deels te bestaan uit verweekte klei. De bodemhardheid kaart (Kaarten 6) laat zien dat deze zachtere slibbodem lijkt op te hopen in midden en oostkant van het ondiepe deel.

Met name de slib- maar ook de kleibodems waren voedselrijk (rijk aan Totaal-P) en ijzerrijk (Figuur 81). De zandbodem op locatie 4 was relatief P-arm. De slib- en kleibodems waren tevens het rijkst aan P in het poriewater (Figuur 81), met de hoogste waarden op locaties 1 en 2. Het poriewater was doorgaans ijzerrijk en rijk aan anorganisch koolstof, behalve in de zandbodem. De Fe/P ratio's

(poriewater) waren sterk wisselend tussen locaties en seizoenen (range 0,6-30). Lokaal is er een sterk risico op P-nalevering, vooral in de diepste bodems en op locatie 3.



Figuur 81. *Boven: Relatie tussen totaal-fosfor en totaal-ijzer (mmol/kg drooggewicht) (zomerwaarden). Onder: Concentratie (µmol/l) van fosfor, ijzer, ammonium en anorganisch koolstof in het poriewater (zomer- en winterwaarden) in de verschillende typen bodems.*

Figure 81. *Above: Relationship between total-phosphorus and total-iron (mmol/kg dry weight) (summer values). Below: Concentration (µmol/l) of phosphorus, iron, ammonium and inorganic carbon in the pore water (summer and winter values) in the different sediment types.*

In de zomer was er sprake van stratificatie in het diepe deel de plas (Figuur 80). Dit is terug te zien in de waterkwaliteit (Tabel 33). Het water van het ondiepe epilimnion in het diepe deel van de plas verschilt van het diepe hypolimnion. Het hypolimnion had een lagere pH (waarschijnlijk door nalevering en accumulatie van CO_2 uit de waterbodem), meer anorganisch koolstof, ammonium en totaal-P en minder sulfaat (als gevolg van anaerobe afbraak). Het hypolimnion is voedselrijk. Het hypolimnion valt in de klasse 'slecht' (hypolimnion wordt niet gemeten in KRW-programma's), maar het epilimnion valt in de klasse '(zeer) goed' voor KRW-type M20 qua P-rijkdom en de pH. Het water in het ondiepe westdeel is wat voedselrijker in het epilimnion dan het oostdeel (KRW klasse 'matig-ontoereikend'). In de winter waren de concentraties in de waterlagen van het oostdeel meer vergelijkbaar met elkaar (geheel gemengde waterlaag). Het westdeel was nog voedselrijker (7 µmol/l), ook t.o.v. de instroom en de rivier (ca. 3-4,5 µmol/l, meetpunt Belfeld boven 2019, RWS).

Tabel 33. *Enkele waarden van de oppervlaktewaterkwaliteit (zomer = augustus 2020, winter = januari 2021). Concentraties in µmol/l en mg/l.*

Table 33. *Several values of surface water quality (summer = August 2020, winter = January 2021). Concentrations in µmol/l and mg/l.*

			µmol	µmol	µmol	µmol	µmol	µmol	mg	mg	mg	mg	mg	mg
Seizoen	Waterlaag	pH	HCO3	NO3	NH4	Fe	P	SO4	HCO3	N (NO3)	N (NH4)	Fe	P	SO4
Zomer	Ondiep (west)	8.19	3061	68	15.0	1.4	1.5	714	187	0.96	0.21	0.08	0.05	68.6
Zomer	Ondiep	8.14	2214	1	13.0	1.0	0.7	559	135	0.01	0.18	0.06	0.02	53.7
Winter	Ondiep (west)	7.74	2158	267	0.7	17.1	7.2	266	132	3.74	0.01	0.96	0.22	25.6
Winter	Ondiep	7.83	2099	257	0.3	4.2	2.7	288	128	3.59	0.00	0.23	0.08	27.6
Zomer	Diep	7.10	3885	0	128.1	17.9	14.6	372	237	0.00	1.79	1.00	0.45	35.7
Winter	Diep	7.74	2199	256	0.6	9.1	3.8	291	134	3.58	0.01	0.51	0.12	27.9
Zomer	Instroom	7.80	3350	116	16.6	2.1	1.6	800	204	1.63	0.23	0.12	0.05	76.9
Winter	Instroom	7.70	2119	306	0.5	7.4	3.5	223	129	4.29	0.01	0.41	0.11	21.4

Lichtbeschikbaarheid en primaire productie

De voedselrijkheid van de bodem en het water vertaalt zich in een matig lichtklimaat. Ook de aangetroffen biomassa van fytoplankton is matig te noemen, en de duidt ook op een productief systeem (Tabel 34). Desondanks zijn er op zowel locatie 2 als 4 (ondergedoken) waterplanten aangetroffen, die kenmerkend zijn voor een eutroof systeem zoals smalle waterpest (*Elodea nutallii)*, grof hoornblad (*Ceratophyllum demersum*), schedefonteinkruid (*Stuckenia pectinata*) en klein kroos (*Lemna minor*).

Tabel 34. *Overzicht van lichtbeschikbaarheid en aanwezigheid van primaire producenten. In oranje de fysisch-chemische en biologische kwaliteitselementen met Matig Ecologisch Potentieel.*
Table 34. *Overview of light availability and presence of primary producers. In orange the physico-chemical and biological quality elements with Moderate Ecological Potential.*

Lichtbeschikbaarheid	Waterkolom		Epilimnion		Hypolimnion	
	Gemiddelde	*Stdev*	*Gemiddelde*	*Stdev*	*Gemiddelde*	*Stdev*
Secchidiepte (m)	1,15	0,1			n.a.	
Turbiditeit (FTU)			4,86	0,49	6,85	1,65
Primaire producenten						
Totaal Chl-A (µg/L)	n.a.		13	8,58	n.a.	
CyanoChl-A (µg/L)	n.a.		1,2	0,55	n.a.	
Aantal planten soorten	6					

Tijdens een vegetatieopnamen tijdens een duik in de plas in 2012 werd voornamelijk waterpest en wat grof hoornblad waargenomen (100% totale bedekking) (Bruinsma en Vossen 2012). De onderste vegetatiegrens was toen circa 4,5 m diep.

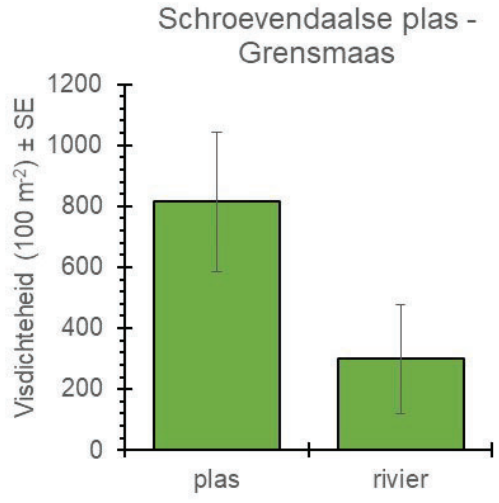
Vissen

Visbemonsteringen in de ondiepe oeverzone van de plas in de zomer van 2020 leverde 13 vissoorten op, in de nabij gelegen Grensmaas kwamen 11 soorten in de ondiepe oeverzone voor (Tabel 35). Er werden voornamelijk juveniele vissen (geboren in 2020) in de ondiepe oeverzones aangetroffen. De soorten baars, blankvoorn, zwartbekgrondel en marmergrondel domineerde de visgemeenschap in de plas. Er werden daarnaast relatief hoge dichtheden juveniele brasem en

kopvorns waargenomen. In de aangrenzende Grensmaas werden vooral juveniele blankvoorns aangetroffen. De totale visdichtheid in de oeverzone van de plas was aanzienlijk hoger dan die van de rivier (Figuur 82).

Tabel 35. *Overzicht visdichtheden (100 m-2) in ondiepe oeverzones van de Schroevendaalse plas met de aangrenzende Grensmaas (juli 2020, zegennet).*
Table 35. *Overview of fish densities (100 m-2) in shallow riparian zones of the Schroevendaalse plas and the adjacent Meuse River (July 2020, seine net).*

	Schroevendaalse plas			
	plas		*rivier*	
Soort:	mean	± SE	mean	± SE
blankvoorn	211,5	35,1	241,8	175,2
baars	213,2	128,2	11,5	4,7
zwartbekgrondel	174,9	69,9	31,5	14,1
marmergrondel	127,3	92,4	1,8	1,8
kopvoorn	35,7	23,1	2,6	1,6
brasem	32,2	15,6	0,6	0,6
kesslers grondel	10,9	6,9	1,4	0,7
winde	2,4	2,4	4,6	3,7
roofblei	4,8	3,1	1,5	0,7
driedoornige stekelbaars	--	--	1,2	1,2
bittervoorn	--	--	0,6	0,6
kolblei	0,2	0,2	--	--
pos	0,2	0,2	--	--
ruisvoorn	0,2	0,2	--	--
snoekbaars	0,2	0,2	--	--
Totaal:	813,9	228,1	299,1	177,5



Figuur 82. *Vergelijking tussen totale visdichtheid (100 m-2) in ondiepe oeverzones van de Schroevendaalse plas met en de aangrenzende Grensmaas (juli 2020, zegennet).*
Figure 82. *Comparison of total fish density (100 m-2) in shallow riparian zones of the Schroevendaalse plas with the adjacent Meuse River (July 2020, seine net).*

Op basis van eDNA signalen zijn in de plas 30 vissoorten aangetroffen (Tabel 36). Van 13 soorten wordt eDNA in grotere hoeveelheden jaarrond in de plas aangetroffen. Deze soorten zijn zowel in de winter (winterhabitat) als in de zomer (opgroeigebied) in grotere aantallen aanwezig. Onder

deze groep soorten zit ook kopvoorn, een soort die typerend is voor de stromende Grensmaas maar weinig voorkomt in de rest van de Nederlandse rivieren. Van zeven soorten is alleen in de zomer eDNA in de plas gevonden, van vijf soorten werd alleen in de winter eDNA aangetroffen.

Tabel 36. *Overzicht aangetroffen vissoorten op basis van eDNA-detectie in zomer (2020) en winter (2020/2021) in de Schroevendaalse plas en aangrenzende Grensmaas. eDNA van een soort kan in een dermate lage concentratie in de plas worden aangetroffen dat het niet uit te sluiten is of het eDNA van elders is aangevoerd (bijv. door overstroming), deze soorten zijn aangeven onder de kop 'soorten met zwak eDNA-signaal in plas, zeldzaam/niet in plas aanwezig'.*
Table 36. *Overview of fish species found based on eDNA detection in summer (2020) and winter (2020/2021) in the Schroevendaalse plas and adjacent Meuse River. eDNA of a species can be found in such a low concentration in the lake that it is impossible to exclude that the eDNA has been brought in from elsewhere (e.g. by flooding), these species are indicated under the heading 'soorten met zwak eDNA-signaal in plas, zeldzaam/niet in plas aanwezig'.*

Soorten met sterk eDNA-signaal in plas in zomer en winter:
brasem
alver
pos
roofblei
winde/serpeling
snoek
zwartbekgrondel
baars
Kesslers grondel
marmergrondel
blankvoorn
snoekbaars
kopvoorn

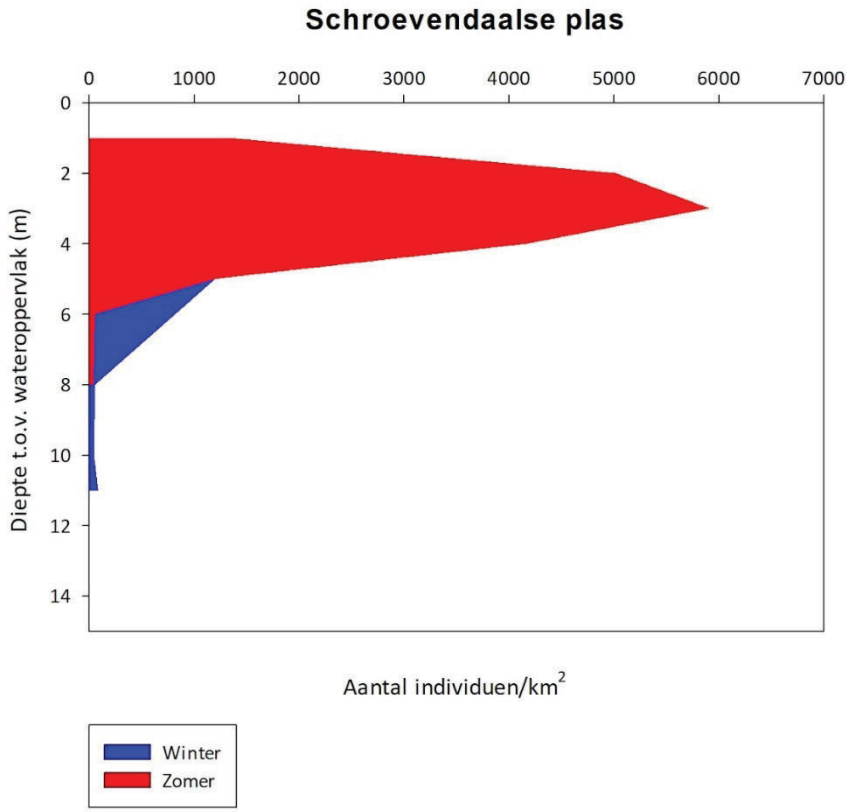
Soorten uitsluitend eDNA-signaal in plas in zomer:
kleine modderkruiper
zonnebaars
blauwband
bittervoorn
rietvoorn
meerval
zeelt

Soorten uitsluitend eDNA-signaal in plas in winter:
bermpje
barbeel
karper
regenboogforel
elrits

Soorten met zwak eDNA-signaal in plas, zeldzaam/niet in plas aanwezi
rivier/beekdonderpad
riviergrondel
beek/rivierprik
zalm
vlagzalm

Soorten uitsluitend eDNA-signaal in Grensmaas:
gestippelde alver
paling
giebel
3-doornige stekelbaars

N soorten in plas	**30**
N soorten in rivier	**32**



Figuur 83. *Aantal aangetroffen individuen vis per km² per diepte in de winter (blauw) en zomer situatie (rood).*

Figure 83. *Number of individual fish per km² found per depth in the winter (blue) and summer situation (red).*

Op basis van sonar metingen is in de zomer het aantal aangetroffen individuen vis hoger (17806 ind/km²) dan in de winter (10082 ind/km²) (Figuur 83).

Vogels

Voor een karakterisering van het vogelleven van de Schroevendaalse plas gebruiken we telgegevens uit het Meetnet Watervogels voor het telgebied RG6313 "Ohé en Laak (Schroevendaalse Plas)" (Figuur 84). Voordeel van het gebruiken van deze gegevens is dat er een rijkdom aan gegevens is, uit meerdere seizoenen, van zowel het winter- als het zomerhalfjaar. Nadeel is dat het telgebied groter is dan alleen de Schroevendaalse Plas, en bijvoorbeeld ook de Dilkensplas omvat. Het is echter te verwachten dat er door de nabijheid van de plassen enige uitwisseling plaatsvindt. We rapporteren alleen soorten die direct aan water gebonden zijn (en dus geen soorten die bijv. alleen in moerasvegetatie of natte graslanden te vinden zijn) (Tabel 37).



Figuur 84. *Telgebied RG6313 Ohé en Laak (Schroevendaalse Plas), inclusief de Schroevendaalse Plas rechts in het rood-omlijnde gebied.*

Figure 84. *Counting area RG6313 Ohé en Laak (Schroevendaalse Plas), including the Schroevendaalse plas right in the red outlined area.*

Tabel 37. *Gemiddelden van watervogels en aantal waarnemingen (obs) tijdens het zomerhalfjaar en winterhalfjaar in het telgebied RG6313 van het Meetnet Watervogels waargenomen over een periode van 20 jaar (2001-2021). Alleen strikt aan water gebonden soorten zijn getoond. Soorten met asterisk zijn tijdens veldwerk door medewerkers van B-WARE waargenomen in de Schroevendaalse Plas.*

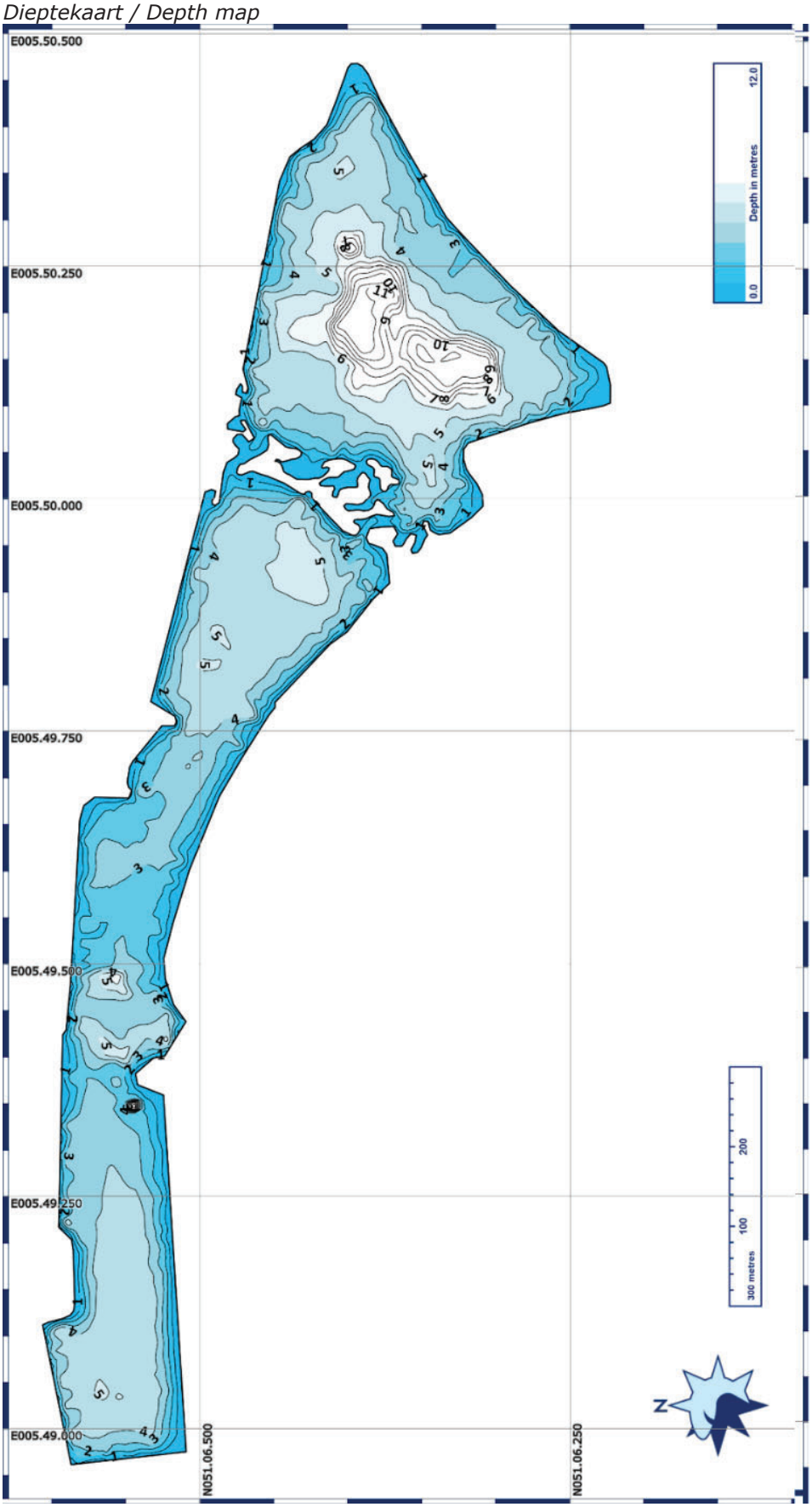
Table 37. *Averages of waterbirds and number of observations (obs) during the summer half-year and winter half-year in the counting area RG6313 of the Meetnet Watervogels (waterfowl monitoring network) observed over a period of 20 years (2001-2021). Only species strictly associated with water are shown. Species with an asterisk are observed in the Schroevendaalse plas during fieldwork by B-WARE staff.*

Soort	Gem. zomer	Obs zomer	Gem. winter	Obs winter
Aalscholver*	4	23	41	164
Bergeend	3	15	3	22
Blauwe Reiger*	2	21	4	167
Brandgans	9	10	8	48
Brilduiker	0	0	2	31
Dodaars	3	3	3	119
Fuut*	17	25	23	181
Grauwe Gans	11	25	75	162
Grote Canadese Gans	7	12	12	58
Grote Zaagbek	0	0	5	21
Grote Zilverreiger	0	0	2	25
Kievit*	5	10	25	32
Kleine Plevier	2	4	0	0
Knobbelzwaan	3	20	4	119
Kokmeeuw*	11	8	75	164
Kolgans	0	0	92	40
Krakeend	5	17	21	128

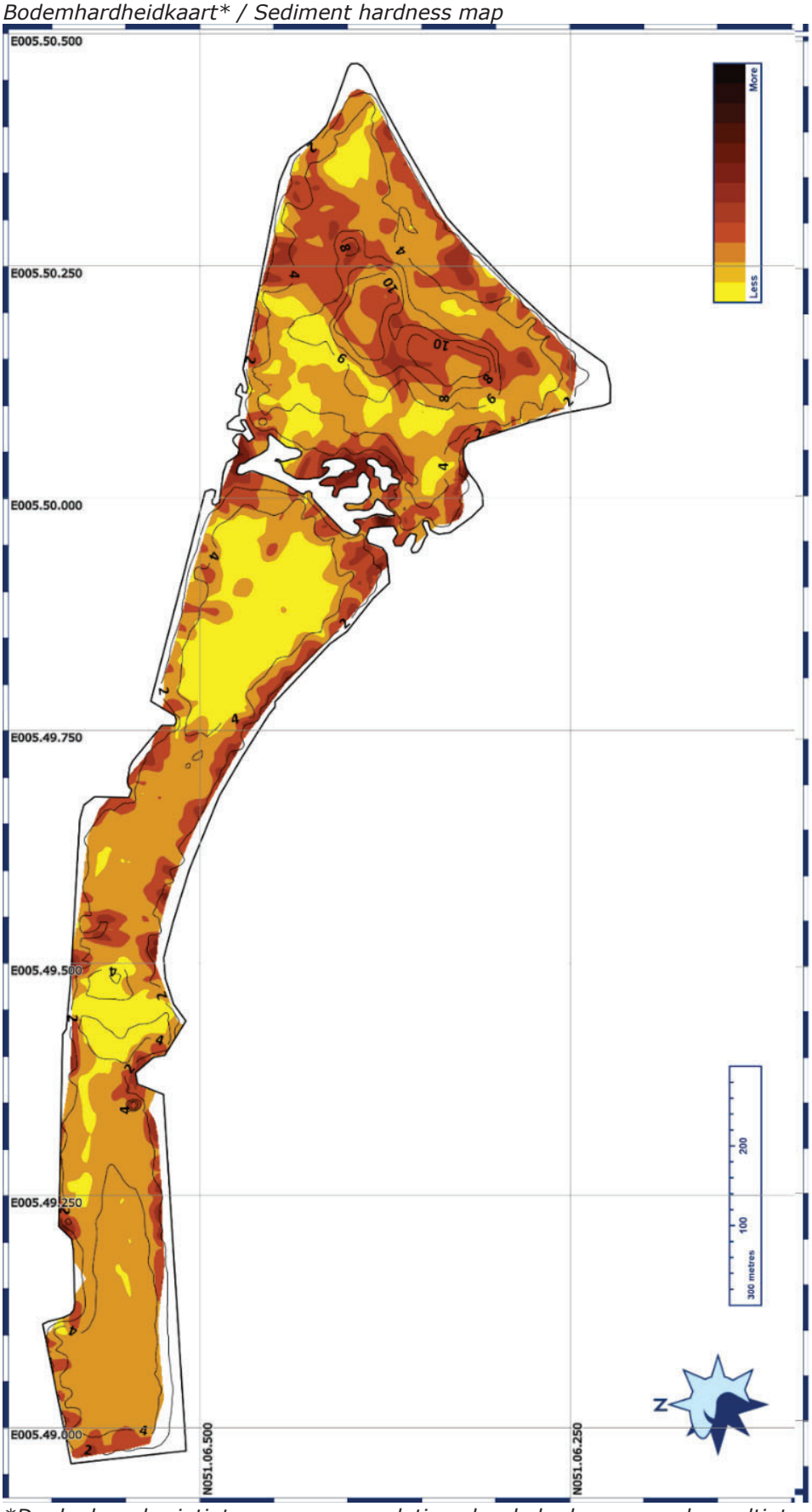
Soort	Gem. zomer	Obs zomer	Gem. winter	Obs winter
Kuifeend	16	17	46	170
Meerkoet*	16	24	57	181
Nijlgans	2	20	7	126
Nonnetje	0	0	6	37
Ooievaar	0	0	3	1
Scholekster	3	21	3	23
Slobeend	12	15	11	82
Smient	8	9	78	139
Soepeend	3	16	4	108
Soepgans	5	13	6	87
Stormmeeuw	0	0	9	85
Tafeleend	0	0	53	124
Toendrarietgans	0	0	99	12
Watersnip	3	5	0	0
Wilde Eend*	20	25	90	180
Wintertaling	8	12	41	130
Witgat	3	6	0	0
Wulp	0	0	15	1
Zilvermeeuw	4	7	5	108
Zomertaling	3	1	0	0

Kaarten 6. Schroevendaalse plas

Dieptekaart / Depth map

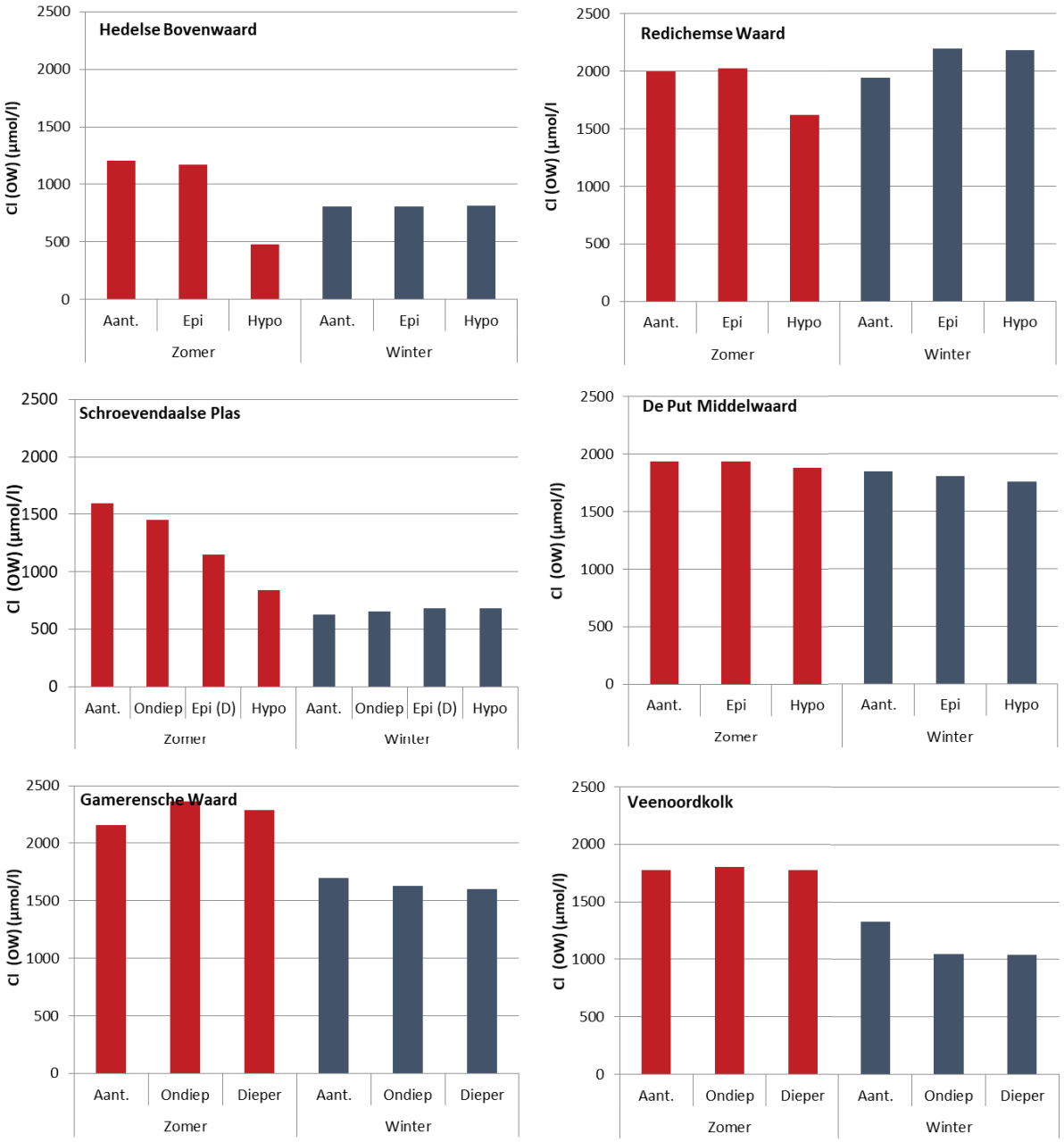


Bodemhardheidkaart / Sediment hardness map*



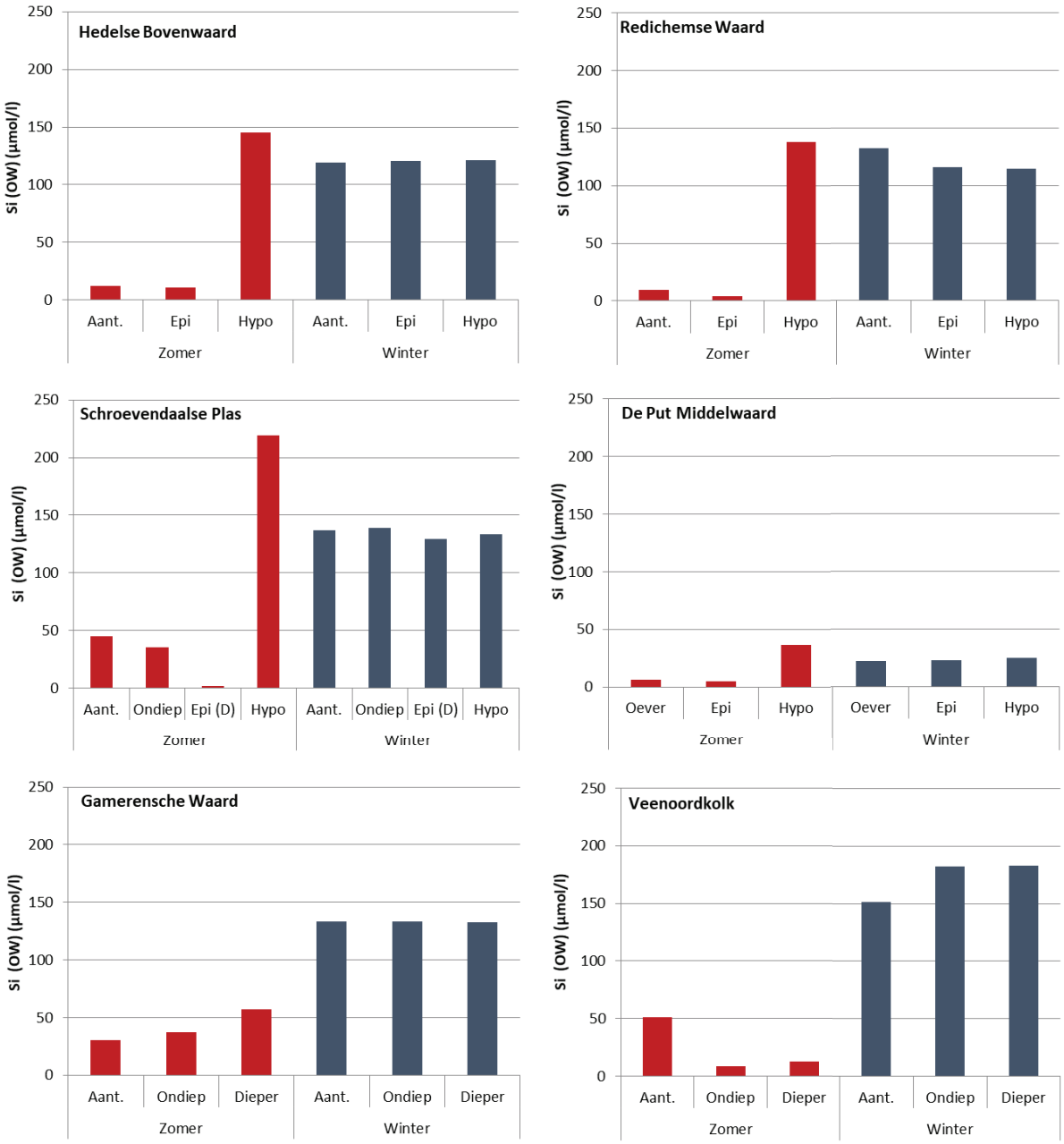
**De donkere bruintinten geven een relatieve harde bodem weer, de geeltinten een zachte-slibbige bodem.*

Bijlage J: Oppervlaktewater



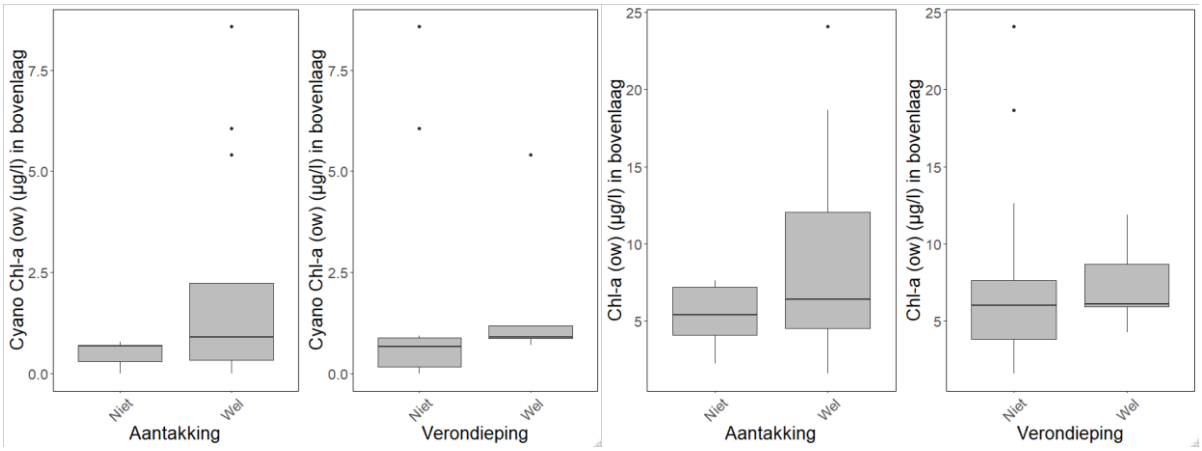
Figuur 85. *Chlorideconcentraties (µmol/l) in de zomer en winter in het oppervlaktewater van de verschillende plassen.*

Figure 85. *Chloride concentrations (µmol/l) in summer and winter in the surface waters of the different lakes.*



Figuur 86. *Siliciumconcentraties (µmol/l) in de zomer en winter in het oppervlaktewater van de verschillende plassen.*

Figure 86. *Silicon concentrations (µmol/l) in summer and winter in the surface waters of the different lakes.*



Figuur 87. *Cyano-Chl-A- (links) en Chl-A-gehaltes (µg/l) in de ondiepe waterlaag van het oppervlaktewater (quickscans zomer 2019 t/m half oktober), in aangetakte (n=12) en niet direct aangetakte plassen (n=6) of in verondiepte (n=5) en niet verondiepte plassen (n=13).*

Figure 87. *Cyano-Chl-A (panels left) and Chl-A concentrations (µg/l) (panels right) in the shallow water layer of the surface waters (results of quickscan in summer 2019 until mid-October) in connected (n=12) and not directly connected lakes (n=6) or in shallowed (n=5) and non-shallowed lakes (n=13).*

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit



Het Kennisnetwerk Ontwikkeling Beheer Natuurkwaliteit:

- is een onafhankelijk en innovatief platform waarin beheer, beleid en wetenschap op het gebied van natuurherstel en -beheer samenwerken;
- ontwikkelt en verspreidt kennis met als doel het structureel herstel en beheer van natuurkwaliteit.

vereniging van
bos- en natuurterreineigenaren
VBNE

Kennisnetwerk OBN wordt gecoördineerd door de VBNE en gefinancierd door het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en BIJ12



Vereniging van bos- en natuurterreineigenaren (VBNE)

Princenhof Park 7
3972 NG Driebergen
0343-745250
info@vbne.nl

Alle publicaties en producten van het OBN Kennisnetwerk zijn te vinden op www.natuurkennis.nl

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit
o+bn

Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit

BIJ12