



Het referentiemeetnet vennen; langetermijnmonitoring van verzuring en klimaatverandering

Temperatuur, hydrologie, chemie, kiezelwieren 1978-2022

Louise Franssen, Kevin Geurts, Adrienne Mertens & Herman van Dam

April 2024

COLOFON

Titel: Het referentiemeetnet vennen; langetermijnmonitoring van verzuring en klimaatverandering. Temperatuur, hydrologie, chemie, kiezelwieren 1978-2022.

In opdracht van: Provincie Drenthe, Provincie Gelderland, Waterschap de Dommel, AQUON.

Auteurs: Louise Franssen (Stichting Bargerveen), Kevin Geurts (Stichting Bargerveen), Adrienne Mertens (Diatomella) & Herman van Dam (Adviseur Water en Natuur)

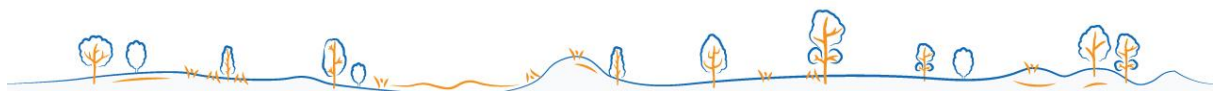
Kwaliteitsborging: Hein van Kleef (Stichting Bargerveen)

Foto voorkant: De Kempesfles vanaf de zuidzijde op 15-11-2022. Door Louise Franssen.

Adviseur Water en Natuur | Amsterdam | rapport 1901

Stichting Bargerveen | Nijmegen | april 2024

www.stichtingbargerveen.nl | www.linkedin.com/company/stichting-bargerveen



Referaat

M.L. Franssen, K. Geurts, A. Mertens & H. van Dam (2024). Het referentiemetnet vennen; langetermijnmonitoring van verzuring en klimaatverandering: temperatuur, hydrologie, chemie, kiezelwieren 1978-2022. In opdracht van: Provincie Drenthe, Provincie Gelderland, Waterschap De Dommel en AQUON. Stichting Bargerveen, april 2024. 119p.

Het behoud van Nederlandse vennen is cruciaal voor biodiversiteit vanwege hun gevoeligheid voor luchtverontreiniging en klimaatverandering. Dit onderzoek richt zich op vennen gevoed door regenwater en volgt de effecten van deze veranderingen op chemie en kiezelwieren welke belangrijk zijn voor de zuurgraad en voedselrijkdom in de vennen. Van 1978 tot en met 2022 zijn in elf vennen regelmatig waarnemingen van chemie van het oppervlaktewater en diatomeeën (kiezelwieren) verricht, om de effecten van verminderde verzurende depositie te kunnen volgen. De gegevens zijn verwerkt, samen met waarnemingen uit dezelfde vennen vanaf 1916.

De luchttemperatuur steeg sinds 1980 met 1,7°C, wat invloed heeft op watertemperatuur en chemische processen. Vermindering van verzurende stoffen leidde tot daling van sulfaat en ammonium in vennen, maar recente ontwikkelingen tonen tegenstrijdige trends.

Klimaatfactoren zoals droge zomers beïnvloeden chemie, met mogelijke gevolgen voor de organismen in de vennen. Kiezelwieren vertonen veranderingen in soortensamenstelling, met gedeeltelijk herstel van verzuringseffecten. Evaluatie van waterkwaliteit gebeurt aan de hand van het Ecologische Kwaliteits Ratio (EKR), waarbij een alternatieve maatlat (EKR*) nodig is vanwege veranderende ecologische kennis.

De verzamelde gegevens zijn zeer geschikt om de effecten van toekomstige reductie van de stikstofdepositie in de sterkst verzuurde meertjes van Europa te volgen en om fundamenteel inzicht te krijgen in de effecten van langdurig te hoge stikstofdeposities op vennen. Een vergelijking tussen verschillende bemonsteringsmethoden en laboratoria toont aan dat er behoefte is aan een systematische evaluatie om de continuïteit van de monitoring te garanderen.

Synopsis

M.L. Franssen, K. Geurts, A. Mertens & H. van Dam (2024). Het referentiemeetnet vennen; langetermijnmonitoring van verzuring en klimaatverandering: temperatuur, hydrologie, chemie, kiezelwieren 1978-2022. [Long term monitoring of acidification and effects of climate change in shallow soft water lakes in The Netherlands: Temperature, hydrology, chemistry, diatoms]. Commissioned by: Provincie Drenthe, Provincie Gelderland, Waterschap De Dommel en AQUON. Stichting Bargerveen, april 2024. 119p.

The preservation of Dutch moorland pools is crucial for biodiversity due to their sensitivity to air pollution and climate change. This research focuses on moorland pools fed by rainwater and tracks the effects of these changes on chemistry and diatoms, which are important for acidity and nutrient richness in these moorland pools. From 1978 through 2022, regular observations of surface water chemistry and diatoms were made in 11 moorland pools to track the effects of reduced acidifying deposition. The data were processed alongside with observations from the same moorland pools from 1916.

Air temperature increased by 1.7°C since 1980, affecting water temperature and chemical processes. Reductions in acidifying substances led to decreases in sulfate and ammonium in moorland pools, however recent developments show conflicting trends. Climate factors such as dry summers affect chemistry, with possible consequences for organisms living in these moorland pools. Diatoms show changes in species composition, with partial recovery of acidification effects. Evaluation of water quality is done using the Ecological Quality Ratio (EKR), with an alternative measure (EKR*) required due to changing ecological knowledge.

The data from these moorland pools are suitable to follow the effects of expected reduction of nitrogen deposition on the biocommunities of these most acidified small lakes in Europe and to get insight in the effects of long-term exposition to nitrogen stress. Comparison between different sampling methods and laboratories shows the need for systematic evaluation to ensure monitoring continuity.

Voorwoord

Het referentiemeetnet vennen is een uniek meetnet en vormt een graadmeter voor de kwaliteit van de Nederlandse vennen. Sinds 1978 worden waterchemie en kiezelwieren in elf Drentse, Veluwe en Brabantse vennen gemonitord. Van sommige vennen zijn gegevens beschikbaar van ruim een eeuw geleden. De effecten van vermesting, verzuring en klimaatopwarming zijn terug te zien in de waterchemie en de kiezelwiersoorten.

Zo vormt het meetnet een instrument om de (langetermijn)effecten van de huidige droogte- en stikstofproblematiek op de natuur vast te stellen en dient het als referentie ('blanco') voor herstelmaatregelen in andere vennen.

Toen het meetnet werd opgericht door Herman van Dam, waren de vennen ernstig verzuurd. De "zure regen" uit de jaren 70' en 80' was op het hoogtepunt. Sindsdien is door vermindering van luchtverontreiniging een gedeeltelijk herstel opgetreden. De zwaveldepositie is inmiddels ruimschoots beneden het kritische niveau, maar de stikstofdepositie is nog veel te hoog. Door de temperatuurstijging is de intensiteit van biogeochemische processen en de beschikbaarheid van nutriënten toegenomen. Dit is een bedreiging voor de oorspronkelijk voedselarme toestand van de vennen.

Met het oog op de huidige stikstofcrisis, klimaatverandering en droogteproblematiek is het van groot belang om dit langlopende meetnet voort te zetten. De financiering van het meetnet lag aanvankelijk bij het Rijk, maar door de decentralisatie van het natuurbeleid is deze op ad-hoc-basis verschoven naar provincies en waterschappen. Het is van groot belang dat deze op structurele basis wordt voortgezet.

Voor u ligt een bijzonder rapport: het markeert de overdracht van het referentiemeetnet van Herman van Dam naar Stichting Bargerveen. Herman heeft zich ongeveer zijn hele werkende leven en ruim daarna ingezet voor het behoud en herstel van de Nederlandse vennen en daarom zijn wij heel vereerd dat hij ons heeft gevraagd om dit meetnet voort te zetten. We nemen deze verantwoordelijkheid graag over, maar we zijn heel blij en dankbaar dat Herman voorlopig nog betrokken blijft en dat we gebruik mogen blijven maken van zijn kennis en ervaring.

Stichting Bargerveen

Rino Jans, directeur

Inhoudsopgave

1	Samenvatting.....	1
1.1	Aanleiding.....	1
1.2	Doel.....	1
1.3	Opzet.....	1
1.4	Rapportage.....	1
1.4.1	Weer, klimaat en depositie	2
1.4.2	Fysische en chemische gegevens	2
1.4.3	Kiezelwieren	4
2	Inleiding.....	6
3	Locaties.....	8
3.1	Intensief bemonsterde vennen.....	9
3.1.1	Achterste Goorven.....	10
3.1.2	Gerritsfles	13
3.1.3	Kliplo.....	15
3.2	Extensief bemonsterde vennen	19
3.2.1	Diepveen.....	19
3.2.2	Poort 2	21
3.2.3	Ven in het Echtenerzand	23
3.2.4	Deelense was.....	25
3.2.5	Kempesfles	27
3.2.6	Groot Huisven	29
3.2.7	Middelste Wolfspuutven	31
3.2.8	Schaapsven	33
4	Weer, klimaat en depositie.....	35
4.1	Temperatuur en neerslagoverschot.....	35
4.1.1	Temperatuur	35
4.1.2	Neerslagoverschot.....	36
4.2	Atmosferische depositie.....	38
4.2.1	Methoden	38
4.2.2	Trends	38

4.2.3	Depositie per ven	40
5	Fysische en chemische gegevens.....	41
5.1	Methoden	41
5.1.1	Waterstand	41
5.1.2	Temperatuur	41
5.1.3	Overige variabelen.....	42
5.2	Kwaliteit van de gegevens.....	45
5.3	Resultaten	46
5.3.1	Temperatuur	46
5.3.2	Waterstand	47
5.3.3	Chemische samenstelling	49
5.3.4	Chemische kwaliteit (KRW).....	63
6	Kiezelwieren	65
6.1	Methoden	65
6.1.1	Veld en laboratorium.....	65
6.1.2	Verwerking	66
6.2	Resultaten	70
6.2.1	Alle vennen.....	70
6.2.2	Intensief bemonsterde vennen.....	76
6.2.3	Vergelijking bemonsteringsmethoden.....	80
6.2.4	Vergelijking laboratoria.....	84
7	Blik vooruit.....	86
8	Dankwoord	88
9	Literatuur	89
9.1	Algemene literatuur.....	89
9.2	Determinatieliteratuur kiezelwieren	95
10	Bijlagen	97
10.1	Fysische en chemische methoden 2019 – 2022	97
10.2	Fysische en chemische gegevens 2019-2022.....	98
10.3	Fysische en chemische gegevens 1919-2022.....	99
10.4	Jaarlijkse veranderingen waterchemie	100
10.5	Uitslagen Friedmantoets voor geselecteerde waterchemische gegevens	101
10.6	Waterstanden 1979-2022 (tabel).....	102

10.7	Waterstanden 1979-2022 (grafiek)	103
10.8	Chemische kwaliteit (KRW).....	104
10.9	Indeling ecologische indicatiegetallen kiezelwieren.....	105
10.10	Kiezelwierenmonsters 2019-2022	106
10.11	Analyses kiezelwieren 2019-2022.....	107
10.12	Overzicht van alle bestudeerde monsters 1916-2022	109
10.13	Alle kiezelwierentellingen 1916 - 1922	111
10.14	Tijdreeksen van de kiezelwieren van de intensief bemonsterde vennen 1916 - 1922....	112
10.15	Tijdreeksen van de kiezelwieren van de extensief bemonsterde vennen 1917 - 2022 ..	112
10.16	Overzicht van alle aangetroffen taxa 1916 – 2022.....	113
10.17	Veranderingen ecologische groepen extensief bemonsterde vennen 1916 – 2022.....	115
10.18	Gegevens en gedetailleerde resultaten vergelijking monstermethoden Gerritsfles	116
10.19	Vergelijking monstermethoden Gerritsfles	117
10.20	Vergelijking analyseresultaten kiezelwieren laboratoria	119

1 Samenvatting

1.1 Aanleiding

Het behoud van de levensgemeenschappen in de Nederlandse vennen is vanwege hun grote bijdrage tot de biodiversiteit (inter)nationaal van belang. Door hun oorspronkelijke voedselarmoede zijn de vennen gevoeliger dan andere ecosystemen voor de effecten van grootschalige luchtverontreiniging. Dit uit zich in lage kritische depositieniveaus, met name voor stikstofverbindingen. De invloed van atmosferische depositie heeft geleid tot een zeer sterke achteruitgang van de levensgemeenschappen in vennen. In de afgelopen dertig jaar zijn veel maatregelen genomen om de depositie van verzurende zwavel- en stikstofverbindingen te verminderen. Daarnaast is de gemiddelde temperatuur van het venwater in die periode door klimaatverandering ongeveer twee graden gestegen, wat de negatieve effecten van de verzurende depositie versterkt.

1.2 Doel

Het doel van dit onderzoek is om in (vrijwel) uitsluitend door regenwater gevoede vennen de effecten van deze veranderingen te volgen op de chemie en de kiezelwieren (diatomeeën). Kiezelwieren zijn eencellige algen die heel gevoelig zijn voor veranderingen in de zuurgraad en de voedselrijkdom van het water. De gegevens zijn niet alleen van belang voor de evaluatie van maatregelen tegen verzuring, maar ook als nulsituatie voor vennen waar beheersmaatregelen zijn of worden uitgevoerd, o.a. in het kader van de stikstofproblematiek.

1.3 Opzet

In drie intensief bemonsterde vennen (Drenthe, Veluwe, Brabant) zijn van 1978 tot en met 2022 jaarlijks ten minste vier maal chemische monsters en twee maal kiezelwierenmonsters verzameld. Hier is ook het waterpeil meerdere malen per jaar gemeten. Daarnaast zijn in die periode elke vier jaar acht vennen bemonsterd (extensief bemonsterde vennen), waarvan uit de periode 1916-1977 veel verspreide waterkwaliteitsgegevens bekend zijn. Deze datasets vormen een goede doorsnede van geïsoleerde en verzuurde vennen in Nederlandse natuurgebieden, omdat ze nauwelijks worden beïnvloed door directe aanvoer van meststoffen door landbouw, vogelkolonies en dergelijke. Het beheer van de meeste van deze vennen is de laatste jaren relatief weinig veranderd.

1.4 Rapportage

In dit rapport worden de veranderingen in het waterpeil en de waterkwaliteit tussen 1916 en 2022 zichtbaar gemaakt en in relatie gebracht met veranderingen in depositie van verzurende en vermestende stoffen, temperatuur en neerslaghoeveelheid. Er wordt ingegaan op de te hoge detectiegrenzen van verschillende chemische variabelen en de verschillen tussen

bemonsteringsmethoden van kiezelwieren worden geanalyseerd. De resultaten van de metingen van 1916 tot en met 2022 worden gepresenteerd en het toekomstperspectief van de monitoring wordt beschreven. De opzet van dit rapport is grotendeels gelijk aan die van de rapportage tot en met 2018 (Van Dam & Mertens 2019).

1.4.1 Weer, klimaat en depositie

Tussen 1980 en 2022 is de luchttemperatuur met 1,7 °C gestegen, terwijl de watertemperatuur in dezelfde periode met 2 °C is toegenomen. Vanaf ongeveer 1980 stijgt de luchttemperatuur in De Bilt snel. De jaarlijkse stijging sinds dat jaar bedraagt in het zomerhalfjaar 0,038 °C per jaar en in het winterhalfjaar zelfs 0,043 °C. Deze jaarlijkse stijging is sinds vier jaar geleden toegenomen.

De toename van de jaarlijkse neerslag sinds 1980 wordt gemiddeld gecompenseerd door een toename in verdamping, zodat het neerslagoverschot meestal niet veel verandert. Voor het eerst sinds 1980 zijn de voortschrijdende gemiddelden van het neerslagoverschot van station Gilze-Rijen voor 2019 en 2020 negatief vanwege het buitengewoon hoge neerslagtekort in 2018 en het iets minder extreme tekort aan neerslag in 2019.

De depositie van potentieel verzurende stoffen is in de laatste veertig jaar sterk verminderd, in het bijzonder van sulfaat. De afgelopen vier jaar heeft deze daling zich doorgezet.

1.4.2 Fysische en chemische gegevens

1.4.2.1 *Waterstand*

In alle drie intensief bemonsterde vennen zijn de effecten van de afgelopen droge jaren goed zichtbaar. Het venpeil zakt in de jaren 2018, 2019 en in mindere mate 2020 en 2022 diep weg. In de Gerritsfles (Veluwe) bereikt de waterstand na de droogte in 2018 niet meer het hoge peil wat het ven hiervoor had. In het Achterste Goorven (Brabant) en Kliplo (Drenthe) lopen de winterstanden wel op tot ongeveer het oude niveau. In het Achterste Goorven en de Gerritsfles is de afgelopen 20 jaar een duidelijke toename in de amplitude (het verschil tussen het hoogste en laagste venpeil).

1.4.2.2 *Chemie*

Door verzuring van de onderzochte vennen als gevolg van atmosferische depositie van zwavel- en stikstofverbindingen was de zuurgraad van de onderzochte vennen in de loop van de twintigste eeuw sterk toegenomen (de pH daalde van waarden rond 6, tot waarden beneden 4). Niet alleen de sulfaat- en ammoniumconcentraties waren hierdoor sterk verhoogd, maar ook de concentraties van het voor veel waterorganismen giftige aluminium. Heel belangrijk was ook de remming van de afbraak van organische stof, die door de aanwezige planten werd geproduceerd. Hierdoor werd de bodem van de vennen met een dikke modderlaag bedekt. Deze zuurstofarme modderlaag is rijk aan stikstof- en fosforverbindingen: noodzakelijke voedingsstoffen voor hogere planten en algen. Bovendien was er veel gereduceerd zwavel in opgeslagen.

De reductie van emissies van verzurende stoffen sinds de jaren tachtig van de vorige eeuw heeft geleid tot een aanzienlijke vermindering van de zure depositie. Daardoor zijn de concentraties van sulfaat en ammonium in de onderzochte vennen de afgelopen jaren sterk gedaald. Bij het dalen van de sulfaatconcentraties steeg de pH (tot waarden boven 5), waardoor de oplosbaarheid van het voor veel waterorganismen giftige aluminium afnam. Verder kwam de afbraak van het in de bodem opgeslagen organisch materiaal weer op gang. Door denitrificatie en zwavelreductie wordt zuur geconsumeerd, waardoor bacteriële afbraakprocessen niet langer geremd worden. Daarbij wordt alkaliniteit geproduceerd, wat weer leidt tot een hogere pH. Dit is een proces van positieve terugkoppeling, waarbij het vrijkomen van het in de bodem opgeslagen fosfaat en stikstof tot (interne) eutrofiëring van de vennen leidt. De toegenomen afbraak van organisch materiaal en de verminderde binding van organische stof aan vrij aluminium veroorzaken een toename van de concentraties opgeloste organische koolstof (DOC). Dit hele proces is nog eens versneld door de temperatuurstijging van 1,7 graden.

Ondanks deze trends van de laatste 40 jaar zijn er enkele recente ontwikkelingen die weer de andere kant op gaan. In de afgelopen vier jaar is de DOC in de drie intensief bemonsterde vennen afgenomen. In de Gerritsfles is de pH gedaald. Kliplo vertoont een stijging van ammoniumconcentraties, en in Gerritsfles en Achterste Goorven is een lichte toename van sulfaat waargenomen, waarschijnlijk een gevolg van de droge zomers.

Tussen 1978 en 2018 is de concentratie van het biologisch vrijwel inerte chloride in het venwater meer dan gehalveerd, parallel met de daling in het regenwater. Vanaf 2019 zet de daling van chlorideconcentraties in regenwater zich voort, maar is er een stijging te zien in de chlorideconcentraties in het venwater. Deze afwijking is hoogstwaarschijnlijk toe te schrijven aan een opeenvolging van (zeer) droge jaren, wat heeft geleid tot aanzienlijke verdamping en een daaropvolgende stijging van de chlorideconcentraties in de vennen.

Voor de zomergemiddelden van totaal-fosfaat en totaal-stikstof is een toetsing aan de KRW-normen uitgevoerd. In totaal voldoet 11% van de venmeetjaren niet aan de eisen voor totaal-fosfaat. Voor stikstof voldoet 35% van de venmeetjaren niet aan de eisen. Tussen de regio's (Drenthe, Veluwe, Brabant) zijn er geen statistisch aantoonbare verschillen; wel zijn er soms grote verschillen tussen de vennen. Zo zijn de concentraties totaal-stikstof in het Achterste Goorven hoog doordat dit ven grondwatertoevoer uit het omringende dennenbos heeft.

In droge zomers vallen de oevers van vennen met flauw hellende oevers, zoals het Achterste Goorven (Brabant), droog en oxideren de in de bodem opgeslagen zwavelverbindingen, waardoor er tijdelijk een zure episode optreedt, met hoge sulfaatconcentraties. Doordat de nitrificatie dan ook geremd wordt kunnen ook hoge ammoniumconcentraties voorkomen. In de twintigste eeuw waren deze sulfaatpieken nog hoog, maar door afnemende verzuring en verminderde opslag van gereduceerd zwavel in de bodem zijn deze pieken in de huidige eeuw nauwelijks meer waarneembaar. Tijdens de perioden met hoge sulfaatgehalten is door wegzijging bij hoge waterstand veel zwavel uit dit type ven afgevoerd. Deze vennen zijn als het ware doorgespoeld.

In vennen met steile oevers, zoals Kliplo (Drenthe), valt in droge zomers maar een zeer gering deel van de oevers droog. Dit ven heeft op het eerste gezicht nooit last gehad van verzuring: de

toename van sulfaat, nitraat en ammonium in de depositie kon gemakkelijk worden opgevangen door toename van de sulfaatreductie en denitrificatie. De pH lag hier vrijwel altijd rond 5. Doordat zich hier nog veel meer zwavel in de bodem bevindt is hier, meer dan in de vennen met vlakke oevers, hier sprake van interne eutrofiëring. Dit soort vennen zijn zinkputten voor zwavel. De toegenomen beschikbaarheid van voedingsstoffen uit zich o.a. in het optreden van bloei van groenwieren. Ook in andere Drentse vennen, zoals Diepveen en het Ven in het Echtenerzand liepen de pH-waarden in 2010 en 2011 soms op tot waarden boven 7. Daarna werden ook hier weer normale waarden (tussen 4 en 6) gemeten.

1.4.3 Kiezelwieren

Soortensamenstelling

In 553 monsters van elf vennen uit de periode 1916 – 2022 werden 208 taxa aangetroffen. Slechts enkele tientallen daarvan komen veel voor. Dit zijn voornamelijk soorten uit sterk tot zwak zure, voedselarme tot matig voedselrijke wateren, van de genera *Eunotia*, *Frustulia*, *Kobayasiella* en *Tabellaria* en enkele in Nederland en de rest van Europa zeldzame soorten, zoals *Encyonopsis neerlandica*.

Trends

In 1978 en 1982 bestond gemiddeld in alle vennen ruim de helft van het aantal exemplaren kiezelwieren uit de verzuringsindicator *Eunotia exigua*. Rond 1920 was de gemiddelde hoeveelheid hiervan 1% van het totaal en in 2022 was het percentage gezakt tot 5%. De soorten van laag-alkaliene, niet verzuurde wateren (doelsoorten), die rond 1920 een kwart van het totaal uitmaakten, zijn nu met 21% aanwezig. Een groep van soorten die goed gedijt in zure, eutrofere wateren, komt in de huidige monsters met 7% van het aantal exemplaren voor: in 1920 was dat maar 1%. Dat zijn dus duidelijke tekenen van interne eutrofiëring. De kiezelwieren herstellen zich dus maar gedeeltelijk van de verzuring.

Tot 2002 verandert de kiezelwierensamenstelling in de onderzochte vennen vrij snel. Daarna gaan de veranderingen veel langzamer. De droge zomers van de jaren 2018, 2019, 2020 en 2022 hebben slechts geleid tot een lichte toename van de verzuringsindicator *Eunotia exigua* in enkele vennen, zoals de intensief bemonsterde Gerritsfles.

In de intensief bemonsterde vennen Kliplo en het Achterste Goorven komen vanaf 2006 in kleine aantallen soorten voor die kenmerkend zijn voor verontreiniging met afbreekbaar, organisch materiaal. Dat wijst op afbraak van de organische stof uit het sediment van deze vennen. Na 2018 zijn deze soorten nauwelijks meer aanwezig.

EKR (Ecologische Kwaliteits Ratio)

De officiële EKR geeft vaak een te optimistisch beeld. De maatlat nog niet is aangepast op grond van recente kennis van de ecologie van sommige soorten. Daarom is een alternatieve maatlat (EKR*) ontwikkeld, waarin deze kennis wel is toegepast. Die maatlat moet nog worden gecalculeerd. De maatlat gaf een eeuw geleden een (zeer) goede kwaliteit aan. Na een veelal ontoereikende kwaliteit in de jaren zeventig en tachtig is de kwaliteit in de meeste vennen tegenwoordig toegenomen tot matig of goed.

Vergelijking net- en knijpmonsters

Van 1999 tot en met 2022 werden in de Gerritsfles halfjaarlijks net- en knijpmonsters genomen. De netmonsters zijn rijker aan soorten, vooral doelsoorten en verzuringsindicatoren. Van de 23 algemene soorten komen er 10 meer voor in de netmonsters en 4 meer in de knijpmonsters. De soortensamenstelling wijst op iets zuurdere omstandigheden in de netmonsters. De gemiddelde EKR is bij beide bemonsteringsmethoden gelijk. De soortensamenstelling varieert bij beide bemonsteringsmethoden in de loop der tijd, maar een duidelijke trend is afwezig.

Voor de langetermijnmonitoring van het referentiemeetnet vennen is het nodig om de netbemonstering voort te zetten. Als dit meetnet ook gebruikt gaat worden als referentie voor knijpmonsters uit andere vennen is het zinvol om in de Gerritsfles ook knijpmonsters te blijven nemen.

Vergelijking laboratoria

Vijf monsters uit verschillende vennen zijn door verschillende laboratoria geanalyseerd. De gemiddelde Bray-Curtis similariteitsindex is ruim 80% en wijst daarmee op een grote overeenkomst tussen de laboratoria. De verschillen in de uit de soortensamenstelling berekende pH en EKR zijn klein. De verschillen worden voornamelijk veroorzaakt door verschillen in de opvattingen van enkele nauw verwante *Eunotia*-soorten.

In verband met de continuïteit van de monitoring in de toekomst verdient het aanbeveling om de vergelijkbaarheid van de resultaten van verschillende laboratoria meer systematisch te onderzoeken.

2 Inleiding

Dit rapport is het negende in een reeks reguliere verslagen van een meetnet dat in 1978 is gestart om de invloed van de vermindering van verzurende atmosferische depositie te kunnen documenteren. Het betreft de veranderingen in de waterchemie en de kiezelwieren (diatomeeën) van een aantal geïsoleerde vennen (Van Dam 1987a, AquaSense 1995, 1999, 2003, Van Dam & Mertens 2008a, 2011, 2015, 2019). Kiezelwieren zijn eencellige algen die veel sneller dan andere organismen, bijvoorbeeld waterplanten reageren op veranderende milieuomstandigheden zoals zuurgraad, zoutgehalte en nutriëntenconcentraties (van Dam e.a. 1994). Tevens is deze groep gekozen als biologische indicator omdat er oude monsters ter referentie beschikbaar zijn.

Regelmatig is over de resultaten gerapporteerd in de internationale literatuur (o.a. Van Dam 1988, 1996, Van Kleef e.a. 2010, Van Dam & Mertens 2013, 2018) en in Nederlandse milieu- en natuurtijdschriften (o.a. Van Dam 1997, Van Dam & Mertens 1990, 2004, 2008b, 2014, 2023). Vroegere resultaten zijn gebruikt om de basis te leggen voor een ecosysteemmodel van de vennen (Van Dam e.a. 1996).

Sinds 1978 is er nu dus een min- of meer homogene reeks van 44 jaar opgebouwd. In wezen gaan de waarnemingen veel verder terug: in de eerste verslagen zijn de waarnemingen van diverse onderzoekers vanaf 1916 opgenomen en in begeleidende publicaties zijn de resultaten van palaeolimnologisch onderzoek opgenomen (Dickman e.a. 1987, Van Dam e.a. 1988) waardoor we van enkele vennen informatie hebben over de veranderingen in de levensgemeenschappen en hun omgeving sinds ongeveer het begin van de 19e eeuw; nu zo'n twee eeuwen geleden.

De resultaten zijn ingebracht in internationale meetnetten voor het waarnemen van het herstel van verzuring van oppervlaktewateren (Stoddard e.a. 1999, Austnes e.a. 2018) en zijn in Nederland gebruikt als referenties bij het opstellen en evalueren van venherstelplannen (bijv. Brouwer e.a. 2009).

Het meetnet is begonnen toen 'zure regen' een belangrijk onderwerp was in het milieubeleid. Door maatregelen in nationaal en internationaal kader (VROM 1976, UN-ECE 1979) is inmiddels de depositie van zwavelverbindingen beneden de kritische drempel gekomen. De depositie van stikstofverbindingen (Hoogerbrugge e.a. 2023) zal ook in de komende decennia nog enkele malen groter zijn dan de kritische depositiewaarden zoals die voor zeer gevoelig habitattypen als vennen zijn vastgesteld (Van Dobben e.a. 2012).

Uit de eerdere vierjaarlijkse rapportages van dit meetnet is gebleken dat naast verzuring door atmosferische depositie ook de temperatuurstijging door klimaatverandering effect heeft op de vennen door versnelling van afbraak van organisch materiaal. De activiteit van zwavelreducerende en denitrificerende bacteriën, die mede deze afbraak verzorgen, kan door enkele graden temperatuurverhoging al sterk toenemen. De afbraak van organische stof heeft al geleid tot interne eutrofiëring van sommige vennen. Het is daarom belangrijk om de effecten

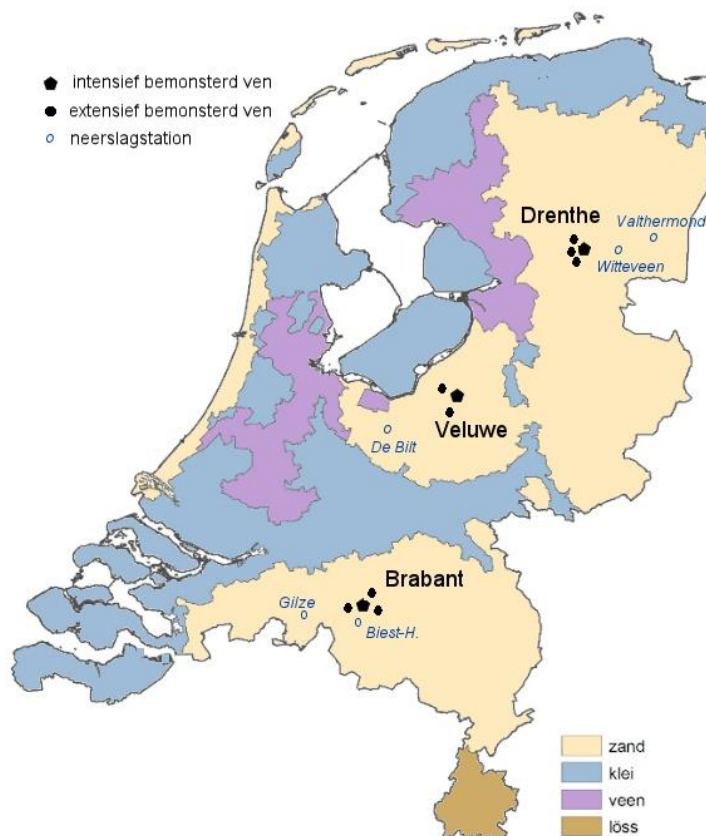
van de daling van de stikstofdepositie op chemie en biota, zoals die wordt verwacht op grond het advies van Remkes (e.a. 2019), te blijven monitoren.

De opbouw van dit rapport volgt in grote lijnen die van de eerder verschenen rapporten, met hoofdstukken over klimaat, depositie, fysische en chemische gegevens en kiezelwieren (diatomeeën). Dit rapport bevat niet alleen de resultaten van metingen op een aantal vennen in de periode 1978-2018, maar in digitale bijlagen ook de resultaten van vroeger jaren.

De veranderingen in de kwaliteit van drie jaarlijks bemonsterde vennen en de acht vierjaarlijks bemonsterde vennen over een periode van 44 jaar wordt zichtbaar gemaakt en in relatie gebracht met veranderingen in de depositie van verzurende en vermestende depositie. Als referentie worden waarnemingen uit het begin van de 20e eeuw gebruikt. Er wordt vooral ook aandacht besteed aan invloeden van beheer en klimaatsverandering.

3 Locaties

De bemonsterde vennen liggen in Drenthe, op de Veluwe (Gelderland) en in Noord-Brabant (Figuur 3-1; Tabel 3-1). In elk gebied is één ven intensief (meerdere malen per jaar) en twee of drie vennen extensief (eens per vier jaar) bemonsterd. In Tabel 3-2 zijn naast oppervlaktes en dieptes de KRW- en Natura 2000-habitattypen vermeld. De KRW-typenindeling is conform Elbersen ea. (2002), de toekenning van de typen is volgens AquaSense (2003). De kritische depositiewaarden zijn ontleend aan Van Dobben e.a. (2012). Bij de herziening door Bobbink e.a. (2022) zijn de kritische depositiewaarden van de onderhavige ventype voor Nederland niet veranderd.



Figuur 3-1 Ligging van de locaties in Nederland. Drenthe: Kliplo, Diepveen, Poort 2, Ven in Echtenerzand; Veluwe: Gerritsfles, Kempesfles, Deelense Was; Brabant: Achterste Goorven, Groot Huisven, Middelste Wolfspuiven, Schaapsven (onderstreept = intensief bemonsterd).

Tabel 3-1 Ligging en administratieve gegevens van de onderzochte vennen.

Frequentie Afk.	Ven	Plaats	X-coörd.	Y-coörd.	Gemeente	Eigenaar	Waterschap
intensief							
AGE	Achterste Goorven	Punt E, oostzijde	142,98	397,32	Oisterwijk	Natuurmonumenten	De Dommel
KLI	Kliplo	Midden westoever	225,84	539,10	Westerveld	Staatsbosbeheer	Drents Overijsselse Delta
GER*	Gerritsfles	Punt F, W landtong ZW-oev.	184,48	463,60	Apeldoorn	Staatsbosbeheer	Vallei en Veluwe
GEP†	Gerritsfles	Westoever	184,53	463,79	Apeldoorn	Staatsbosbeheer	Vallei en Veluwe
extensief							
DIE	Diepveen	Midden O-oever	225,95	537,30	Westerveld	Staatsbosbeheer	Drents Overijsselse Delta
POO	Poort 2	O-oever grootste poel	225,45	538,53	Westerveld	Staatsbosbeheer	Drents Overijsselse Delta
ECH	Echtenerzand	Midden O-oever	222,65	526,56	De Wolden	Staatsbosbeheer	Drents Overijsselse Delta
DEE	Deelense Was	Midden Z-oever	187,25	456,15	Ede	Hoge Veluwe	Vallei en Veluwe
KEM	Kempesfles	Midden O-oever	182,67	461,84	Ede	Defensie	Vallei en Veluwe
GHU	Groot Huisven	ZO-oever	146,35	398,75	Boxtel	Natuurmonumenten	De Dommel
MWO	Wolfspuutven	Midden W-oev. midd. poel	143,38	398,53	Oisterwijk	Natuurmonumenten	De Dommel
SCH	Schaapsven	Midden O-oever	139,22	396,68	Tilburg	Brabants Landschap e.a.	De Dommel

* locatie voor kiezelwieren, locatie voor chemie tot 2015, † locatie voor chemie sinds 2015

Tabel 3-2 Morfologische gegevens, typenindeling en kritische depositiewaarden (KDW) voor stikstof van de onderzochte vennen. M12: ondiepe zwak gebufferde vennen, M13: ondiepe zure vennen, M26: ondiepe zwak gebufferde hoogveenvennen. H3160: zure vennen, H7110B actieve hoogvenen (heideveentjes).

Frequentie		Opp. (ha)	Diepte (m)	KRW- type	N2000- habitattype	KDW	
Afk.	Ven					kg N ha ⁻¹ j ⁻¹	mol N ha ⁻¹ j ⁻¹
intensief							
AGE	Achterste Goorven	2,4	1,9	M12	H3160	10	714
KLI	Kliplo	0,5	1,1	M26	H3160/H7110B	10	714
GER	Gerritsfles	6,8	1,2	M12	H3160	10	714
extensief							
DIE	Diepveen	0,8	1,2	M26	H3160/H7110B	10	714
POO	Poort 2	0,02	1,3	M26	H7110B	11	786
ECH	Echtenerzand	0,2	>1	M26	n.v.t.		
DEE	Deelense Was	0,5	1,3	M12	H3160	10	714
KEM	Kempesfles	0,9	1,0	M13	n.v.t.		
GHU	Groot Huisven	3,4	1,7	M12	H3160	10	714
MWO	Wolfspuutven	0,7	0,6	M13	H3160	10	714
SCH	Schaapsven	1,6	1,0	M12	H3160	10	714

3.1 Intensief bemonsterde vennen

De omgeving, landschapsgeschiedenis, hydrologie en vegetatie van de drie intensief bemonsterde vennen zijn in eerdere rapportages uitvoerig besproken en samengevat door Van Dam & Buskens (1993) en Van Dam & Mertens (2008a). Het zijn alle drie oorspronkelijk voedsel-arme vennen, die in de 19^e eeuw door menselijke activiteiten, zoals het wassen van schapen of inlaat van water, enigszins zijn gebufferd en met voedingsstoffen verrijkt. Na het staken hiervan heeft zich een verzuringsproces ingezet, dat is versterkt door atmosferische depositie (Van Dam et al., 1988). De invloed van inwaaiend stuifzand, wat een bufferende werking kan hebben, is tevens verminderd met het aanplanten van bos. De laatste jaren treedt herstel van verzuring op. De vennen zijn hydrologisch geïsoleerd en worden alleen door regenwater en lokaal grondwater gevoed. Na 1968 zijn deze vennen relatief weinig door direct menselijk ingrijpen beïnvloed. Daarvóór zijn ze soms gebruikt om te zwemmen of om schapen in te wassen.

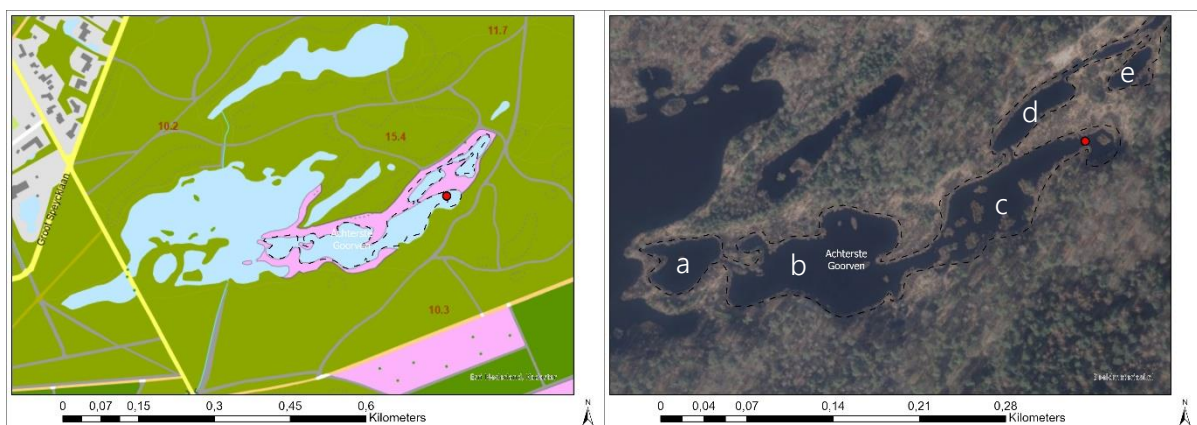
3.1.1 Achterste Goorven

Landschapsecologie

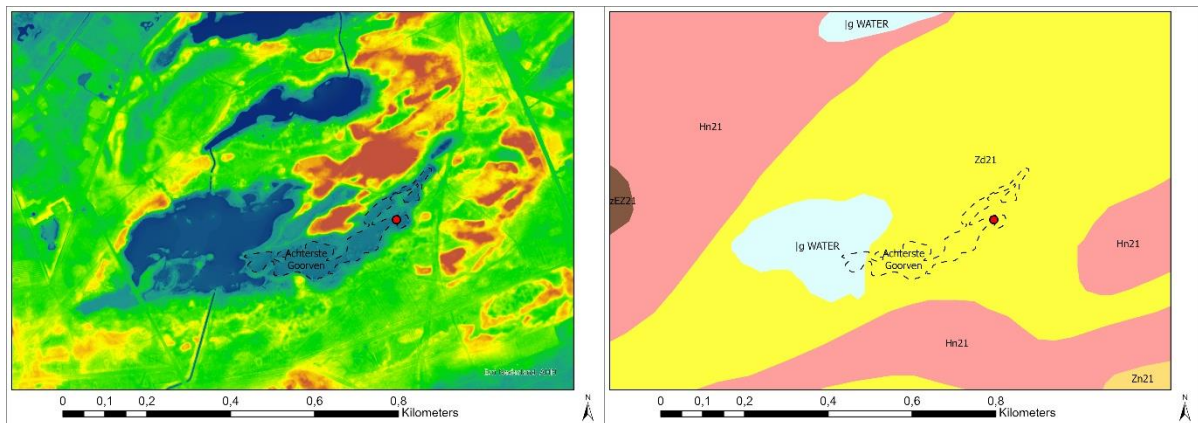
Het Achterste Goorven (Oisterwijk, Noord-Brabant) is lang en smal en bestaat uit een reeks van met elkaar verbonden bekkens (a t/m e) (Figuur 3-2; Figuur 3-5). Het ven ligt tussen stuifzandduinen (Figuur 3-3) die als hogere ruggen om het ven liggen. Het stuifzand is weergegeven als duinvaaggrond (geel, Zd21) op de 1:50.000 bodemkaart. De bodems bestaan uit leemarm tot zwak lemig fijn zand. Op een meer gedetailleerde 1:10.000 bodemkaart zijn de oevers van het Achterste Goorven ingetekend als vlakvaaggrond, wat kenmerkend is voor een uitgestoven laagte in een stuifzandgebied (Figuur 3-4). De stuifzandduinen zijn meer dan een eeuw geleden met grove dennen beplant. Het ven wordt grotendeels gevoed door regenwater, maar er is ook enige grondwaterinvloed, waarmee ammonium en sulfaat aan het ven wordt toegevoerd. In het oostelijk deel van het ven zijn stagnerende bodemlagen aanwezig, waarover lokaal zuur grondwater naar het ven stroomt. Aan de westzijde ontbreken de slecht doorlatende lagen, waardoor dit deel vermoedelijk wordt gevoed door grondwater uit het eerste watervoerend pakket (Van Dam et al., 2017). De waterstandsfluctuatatie is in de afgelopen jaren toegenomen en doordat een groot deel van het ven erg ondiep is, valt het ven snel droog. In extreem droge jaren, zoals 1976, valt ruim 70% van de bodem droog. Het water is helder en lichtbruin van kleur.

Het water is ongeveer 60 cm diep en op de bodem ligt een dikke laag bagger. In het ven verdwijnt zwavel langzaam uit het systeem (de modder ruikt niet meer naar toxische sulfiden) en er wordt methaan geproduceerd dat voor drijftilontwikkeling zorgt (Brouwer & Lucassen 2013).

Een uitvoerige beschrijving van allerlei aspecten van het Achterste Goorven is te vinden in Van Dam e.a. (2017, 2018).



Figuur 3-2 Topografische kaart (BRT TOP10) (links) en recente luchtfoto van de het Achterste Goorven (rechts), met hierin de bemonsteringslocatie aangegeven (rode stip). Op de luchtfoto zijn de verschillende bekkens van het ven aangegeven met letters (a,b,c,d,e) (rechts).



Figuur 3-3 Links: Hoogtekaart van het vennencomplex (AHN4, 2023). Rechts: 1:50.000 bodemkaart van het Achterste Goorven (Basisregister ondergrond, 2023). De rode stip is de monsterlocatie. Voor toelichting zie tekst.



Figuur 3-4 1:10.000 bodemkaart van de Oisterwijkse bossen en vennen (Eggels, 1990).



Figuur 3-5 Panoramafoto van het Achterste Goorven ter plaatse van de monsterlocatie (gele stip) (Foto: Herman van Dam, 15 mei 2017).

Ontwikkeling in vegetatie

In het begin van de 20^e eeuw had het Achterste Goorven een rijk ontwikkelde flora met een gradiënt van soorten uit zwak gebufferde tot zeer zwak gebufferde wateren (Van Dam e.a. 2017). De laatste vier decennia is de plantengroei van dit ven typerend voor die van verzuurde vennen. Enkele jaren na de droogte van 1976 was bijna het hele wateroppervlak bedekt met Knolrus, maar die is sindsdien sterk afgenomen. Knolrus komt nu bijna alleen nog voor in de amfibische zone, samen met veenmossen. De laatste 15-20 jaar lijkt er enige verbetering op te treden doordat er langs de oever een drijftil met o.a. Witte snavelbies en Ronde zonnedaauw tot ontwikkeling komt. Lokaal is Veenpluis aanwezig. Hoger op de oever is veel Wilde gagel (duidt op laterale waterbeweging) en Pijpenstrootje aanwezig (Figuur 3-6). In het open water groeien Witte waterlelie, Knolrus, Waterveenmos (*Sphagnum cuspidatum*), Geoord veenmos (*S. denticulatum*), Fraai veenmos (*S. fallax*) en Gewimperd veenmos (*S. fimbriatum*) (Van Dam et al., 2017). Wel lijkt het aantal planten in het open water de afgelopen jaren te zijn afgenomen: bij de bemonsteringen in 2022 was er opvallend weinig Knolrus en Witte waterlelie aanwezig. Onder water langs de oever komt aangehecht op takjes en stengels veel Kikkerdrilwier (*Batrachospermum turfosum*) voor. Dit is een soort van voedselarme, vaak licht zure, humeuze wateren met een lage geleidbaarheid (Simons e.a.1999, Eloranta & Kwadrans 2007).

Enkele tientallen meters ten oosten van het monsterpunt heeft zich een trilveenstrook ontwikkeld, met aan de rand van het water een vitale populatie van het Waterdrieblad, wat wijst op iets voedselrijkere condities.

Beheer

Tot 1996 kon het Achterste Goorven door een duiker in het dammetje tussen Achterste Goorven en Voorste Goorven afwateren op het laatstgenoemde ven, maar bij de restauratie van de Centrale Vennenreeks is dit het dammetje afgesloten. Er is echter wegzijging naar het Voorste Goorven, die na 1996 is toegenomen, doordat het waterpeil in het Voorste Goorven werd verlaagd (Van Dam e.a. 2017).

In 2004-2005 zijn de dennen tot ongeveer dertig meter uit de oever verwijderd. In het najaar van 2016 is de oever op sommige plekken geschoond en afgeplagd. Tussen 2018 en 2022 zijn er weinig veranderingen / ingrepen geweest in het beheer in en rond de vennen. De oevers van de Goorvennen beginnen weer dicht te lopen met bosopslag: deze zullen ergens de komende jaren waarschijnlijk worden geschoond (pers. med. G. Clements, boswachter Ecologie Natuurmonumenten).



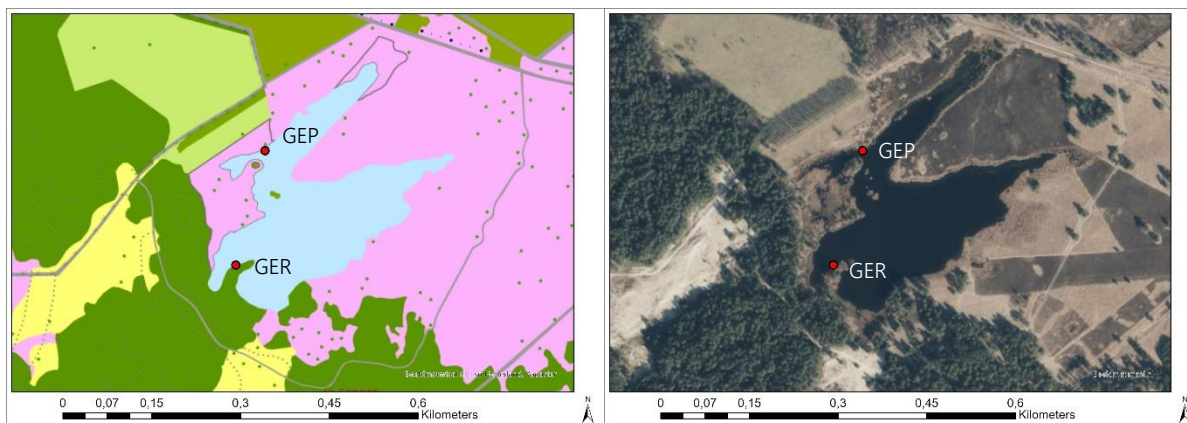
Figuur 3-6 Links: Venoever met Wilde gagel Rechts: Herman van Dam op weg naar het monsterpunt door de pijpenstrootjesvegetatie (Foto's: Louise Franssen, 7-5-2021).

3.1.2 Gerritsfles

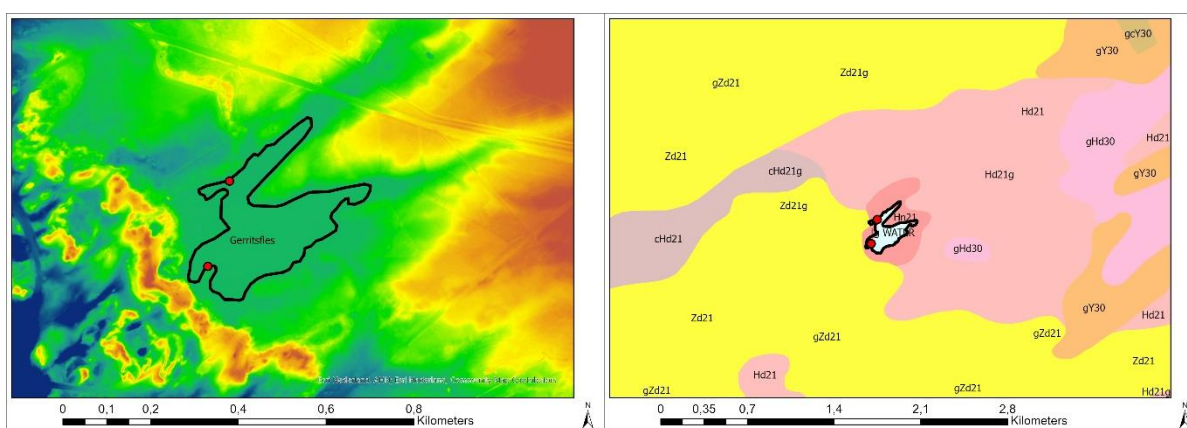
Landschapsecologie

De Gerritsfles (bij Kootwijk) ligt op het Veluwemassief en wordt omgeven door heide, naaldbos en open zand (Figuur 3-7). Aan de oostzijde van het ven liggen hogere dekzandruggen en aan de zuid- en westzijde bevinden zich stuifduinen (Figuur 3-8). De dekzandruggen bestaan uit podzolgronden (Hn21 en Hd21, roze en lichtroze in Figuur 3-8) en de stuifzandduinen staan als duinvaaggronden op de 1:50.000 bodemkaart (Zd21, geel Figuur 3-8). De bodems bestaan uit leemarm tot zwak lemig fijn zand. Het ven heeft een schijngrondwaterspiegel en is permanent met water gevuld. De schijnspiegel bevindt zich op een verkitte bodemlaag. Waar het lokale grondwater de oerbank overloopt, heeft zich een ijzerhoudende harde "muur" gevormd (Schimmel & ter Hoeve, 1952). In de periode 2000 - 2018 is het venpeil flink gestegen (zie ook 5.3.2). Het achterliggende mechanisme is onbekend. In zeer droge jaren kan ongeveer de helft van de bodem droogvallen. Rond 1900 was de Gerritsfles matig voedselarm en licht zuur, dankzij de jaarlijkse toevoer van nutriënten bij het wassen van schapen en de licht bufferende werking van inwaaiend stuifzand. Naderhand is het ven verzuurd.

Het water in de Gerritsfles was sinds onze eerste bezoeken in 1977 vrijwel altijd kleurloos en glashelder als kraanwater, soms met een lichtgele zweem, maar in november 2008 en mei 2009 zag het water bruin van de humusverbindingen. Tot de zomer van 2012 was het water weer vrijwel kleurloos, daarna was er weer bruinkleuring. In 2021 en 2022 was het water weer (vrijwel) kleurloos.



Figuur 3-7 Recente top10-kaart van de Gerritsfles met aanduiding van de monsterlocaties voor diatomeeën (GER) en chemie, bij de peilschaal (GEP). Rechts: luchtfoto van de Gerritsfles.



Figuur 3-8 Hoogtekaart (AHN4, 2023) (links) en 1:50.000 bodemkaart (Basisregister ondergrond, 2023) (rechts) van de Gerritsfles. De rode stip is de monsterlocatie. Voor toelichting, zie tekst.

Ontwikkeling in vegetatie

Rond het ven groeit veel Pijpenstrootje (Figuur 3-9) en hogerop staan Grove dennen, berken en Vuilbomen, met in de ondergroei o.a. Blauwe bosbes, Dopheide en Kraaiheide. De begroeiing van de Gerritsfles is typerend voor verzuurde vennen, o.a. met in elk geval tot voor kort grote tapijten veenmos op de bodem. Ook Knolrus komt regelmatig voor. Andere belangrijke soorten zijn Gewone waterbies (teruglopend), Veenpluis, Snavelzegge en Pijpenstrootje. Op veel plaatsen langs de oever staat Pitrus, maar de indruk bestaat dat deze wat terugtreedt.

De laatste auteurs presenteren ook een vegetatiekaartje en verspreidingspatronen van enkele indicatorsoorten. Boedeltje & Van Beers (2017) vonden veel Drijvende egelskop en ook veel Klein blaasjeskruid¹. Drijvende egelskop is meestal alleen vegetatief aangetroffen met onderwaterbladeren, maar soms ook bloeiend (Boedeltje & Van Beers 2015)². Evenals in het Achterste Goorven groeit er in de Gerritsfles veel Kikkerdrilwier (*Batrachospermum turfosum*), in

¹ Klein blaasjeskruid was in 2016 algemeen, bij zeer hoge zomerwaterstanden (flinke delen van de aangrenzende heide aan de oostkant stonden toen onder water). In de droge zomer van 2019 bleek Klein blaasjeskruid zeer schaars (op slechts drie plekken aanwezig). De waterstand lijkt medebepalend te zijn voor de talrijkheid en verspreiding van deze soort (P. van Beers, pers. med.)

² In 2019 was de Drijvende egelskop op meer locaties dan in 2013 en 2016 aanwezig, mogelijk dankzij droogval van ondiepe zones langs de oever, waar de soort gekiemd was, maar alleen in vegetatieve vorm (P. van Beers, pers. med.).

mei 2015 was dit zelfs zeer massaal aanwezig op het veenmos bij de vaste monsterplaats. Ook in november 2016 was de hoeveelheid opvallend. In 2021 en 2022 was er nog maar weinig tot geen Kikkerdrilwier.

Van oudsher is er op de bodem van de Gerritsfles veel Waterveenmos aanwezig. Hoewel het ven niet met een boot is bezocht om deze begroeiing te karteren lijkt dat de hoeveelheid hiervan de laatste jaren sterk is afgenomen, want er wordt met het planktonnet de laatste jaren steeds minder en soms helemaal geen veenmos opgehaald.

Beheer

Het ven met omgeving is gesloten voor publiek. Eind 2014 is er om het ven een hek geplaatst om wisenten tegen te houden, die vanaf 2016 voor begrazing van de omgeving worden ingezet.

In de winter van 1999 is de noordwestelijke arm opgeschoond en in de winter van 2005-2006 is de oever van deze arm geplagd, nadat in de voorgaande winters het vuilboomstruweel was opgeruimd. Aanvankelijk ontwikkelden zich hier veel Kleine zonnedauw en Moeraswolfsklauw, maar dat wordt allengs minder door natuurlijke successie. In de winter van 2011 – 2012 en in 2015 is de dennenopslag tussen de twee westelijke armen verwijderd. In het voorjaar van 2015 zijn jonge dennen op de oostoever verwijderd en in het voorjaar van 2017 is dat gebeurd op de noordoever. Tussen 2018 en 2022 zijn er weinig veranderingen / ingrepen geweest in het beheer in en rond het ven. (pers. med. M. Waanders). Er is in 2019 alleen opslag verwijderd tussen de noordwestelijke en oostelijke tak en het bos langs de westzijde is gedund. Langs de hele west- en zuidwestoever zijn veel zoelplekken van wilde zwijnen.



Figuur 3-9 De Gerritsfles (links). Begroeiing van de oever met veenmossen en Pijpenstrootje (rechts). (Foto's: Louise Franssen, 10-5-2021).

3.1.3 Kliplo

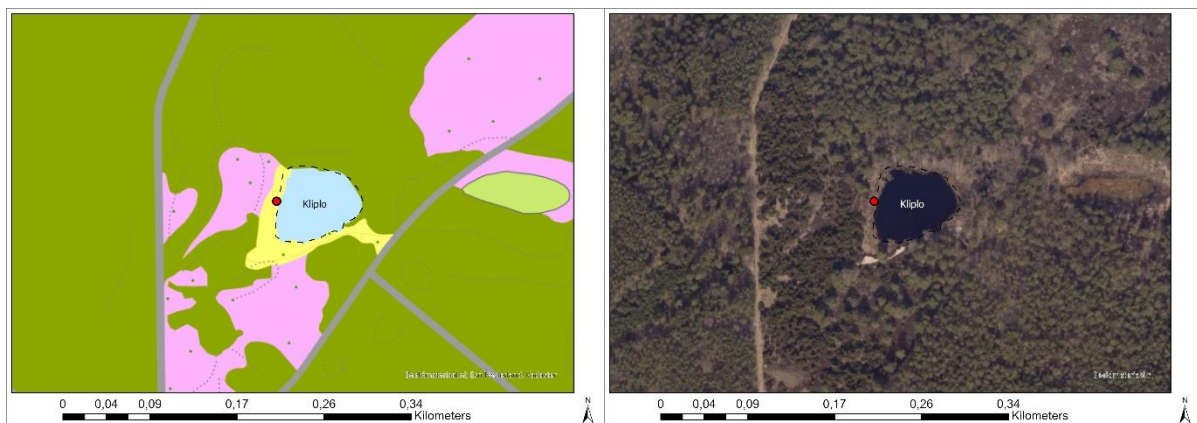
Landschapsecologie

Kliplo (Dwingeloo, Drenthe) bevindt zich op het Dwingelderveld en wordt omgeven door heide, open zand en naaldbossen (Figuur 3-10). Rondom het ven liggen hogere stuifduinen, behalve aan de oostzijde van het ven, waar een natuurlijke overloop aanwezig lijkt te zijn (Figuur 3-11). Op de topografische kaart wordt aan de westzijde aangegeven dat het

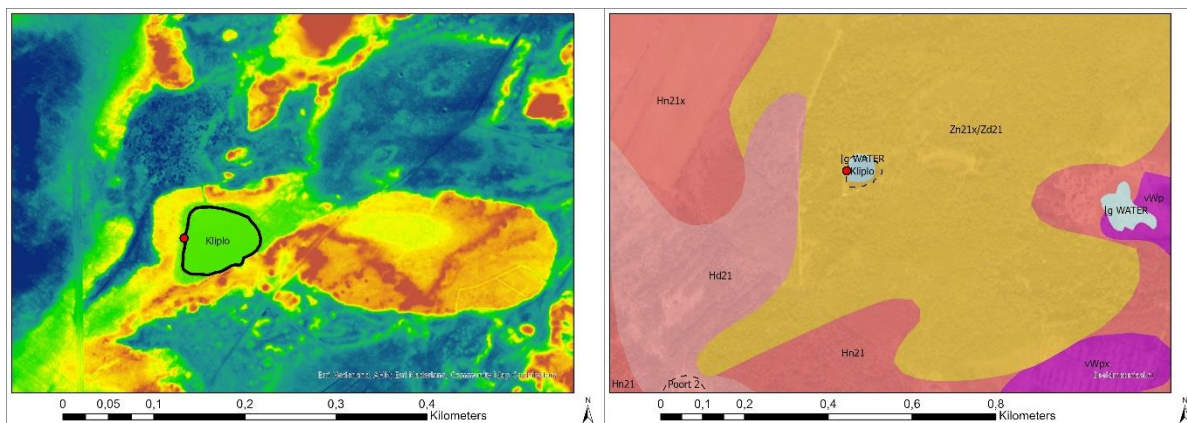
stuifzand direct aan het open water grenst, maar in werkelijkheid ligt hier nog een circa tien meter brede trilveenrand tussen. Volgens de 1:50.000 bodemkaart ligt het ven in een stuifzandlandschap van stuifzandduinen en uitblazingslaagten (vlakvaaggronden/duinvaaggronden, Zn21/Zd21 geel in Figuur 3-11) en bestaat de bodem uit leemarm tot zwak lemig fijn zand. Het ven ligt op een schijnspegel, bestaande uit keileem met aan de veenbasis een verkitte podzol B-horizont en mogelijk een gliedelaag (Baaijens et al., 2019). Het ven wordt gevoed door regenwater en lokaal grondwater vanuit de omringende stuifzandruggen. Bij veel regenval stroomt het water oppervlakkig af naar de lager gelegen omgeving, via het slootrestant aan de noordwestoever en het bos aan de noordoostzijde. De oevers lopen betrekkelijk steil op, zodat bij lage waterstand maar een gering deel van het ven droogvalt. In extreem droge jaren valt slechts ongeveer 20% van de bodem droog.

Het open water van Kliplo is in het begin van de 19e eeuw ontstaan door uitgraven van veen en is in de loop van die eeuw met nutriënten verrijkt, waarschijnlijk door de invloed van inwaaiend stuifzand, het wassen van schapen en het strooien van lokvoer voor eenden. Het ven is niet verzuurd en duidelijk voedselrijker dan de twee andere intensief bemonsterde vennen. Het ven was in de periode 1989- '92 steeds groen(bruin) gekleurd door de aanwezigheid van planktonalgen. Daarna kreeg het water weer zijn vertrouwde bruine kleur, tot de zomer van 2008. Daarna werd bij vrijwel alle maandelijks bezoeken door medewerkers van het waterschap weer groenkleuring geconstateerd, wat wijst op interne eutrofiëring. In 2018 was de groenkleuring weer aanzienlijk afgenomen (Van Dam & Mertens 2019). In de jaren 2021 en 2022 was het water weer bruin van kleur. De modder langs de oever reikt sterk naar zwavelwaterstof, als erin wordt getrapt. In oktober 2022 was het water lichtbruin van kleur.

De geschiedenis, beïnvloeding en beheer en de biotische en abiotische kenmerken van Kliplo worden uitgebreid besproken door Van Dam e.a. (2013).



Figuur 3-10 Topografische kaart (BRT TOP10) (links) en recente luchtfoto van Kliplo, met hierin de bemonsteringslocatie aangegeven (rode stip) (rechts).



Figuur 3-11 Hoogtekaart (AHN4, 2023) (links) en 1:50.000 bodemkaart (Basisregister ondergrond, 2023) (rechts) van het Dwingelderveld met hierop Kliplo. De rode stip is de monsterlocatie. Voor toelichting zie tekst.

Ontwikkeling in vegetatie

De plantengroei van Kliplo wijst vanouds op een wat minder zuur en een wat voedselrijker en dynamischer milieu dan op de vorige locaties. In de eerste helft van de jaren tachtig was er zeer veel van - het in allerlei (matig) voedselrijke wateren algemene - Drijvend fonteinkruid, dat daarna sterk is afgenomen. In 1994 waren daarvan nog maar weinig planten. Na 2002 is het fonteinkruid weer aanzienlijk toegenomen. De andere belangrijke waterplant is de – in matig zure en matig voedselarme wateren zeldzame – Drijvende egelskop. In 1984 was daarvan nog een klein veldje. Pas in 2003 werd weer een flink ontwikkelde populatie gesignaleerd en tot 2006 is de soort steeds verder toegenomen. Daarna nam de soort weer af en na 2010 zijn nog maar weinig planten waargenomen. In september 2023 zijn twee kleine groepjes langs de zuidoostoever vegetatief waargenomen.

Op de zandige oever bij het strandje groeit Gewone waterbies. Daarbuiten groeit er op de oever Wateraardbei, Snavelzegge, Knolrus, veenmos, Veenpluis, Pijpenstrootje, Pitrus, Waternavel, Gewone waterbies en Riet. In het veentje aan de westoever groeien o.a. Dophei, Veenpluis, Kleine veenbes en bulten van veenmossen (Figuur 3-12). Sinds enkele jaren verschijnen hier steeds meer vliegden-netjes. Karakteristiek is de rietkraag langs de noordoostelijke oever. Achter deze oever bevindt zich een moerasbosje. In het open water is vooral Drijvend fonteinkruid aanwezig. Van de macroscopische algen komt, evenals in de twee vorige vennen Kikkerdrilwier (*Batrachospermum*) regelmatig voor.

Beheer

In 1991 zijn de berken langs de west- en zuidwestoever verwijderd en tussen 1992 en 2003 is er nogmaals opslag verwijderd aan de westzijde van het veentje. Na 2009 lijkt de opslag in het veentje toegenomen te zijn. De afgelopen 20 jaar zijn er weinig beheermaatregelen uitgevoerd in de directe omgeving van Kliplo. Ook zijn er in Kliplo geen vernattingsmaatregelen uitgevoerd (Bijkerk et al., 2024). Aan de oostoever is een strandje, waar regelmatig honden het water ingaan. Het vaste bemonsteringspunt is daarom gekozen aan de rand van het veentje aan de westzijde, zonder directe beïnvloeding van recreatie (Figuur 3-10).



Figuur 3-12 Linksonder: Drijftil van veenmossen met aan de oever een rietkraag. Rechtsboven: Diatomeeënmonster is verzameld met het planctonnet door Herman van Dam en Kevin Geurts. Linksonder: Drijftil van veenmossen met aan de oever een rietkraag. Rechtsboven: Rand van de drijftil met o.a. Dophei, Kleine veenbes (bloeiend), Wateraardbei en veenmossen. (Foto's: Louise Franssen, 4-10-2022).

3.2 Extensief bemonsterde vennen

De omgeving, landschapsgeschiedenis, hydrologie en vegetatie van de acht extensief bemonsterde vennen zijn in eerdere rapportages uitvoerig aan de orde geweest (o.a. AquaSense 1999, 2003, Van Dam & Mertens 2008a, Van Dam e.a. 2013, 2017). De belangrijkste feiten en veranderingen in het laatste decennium worden hieronder samengevat.

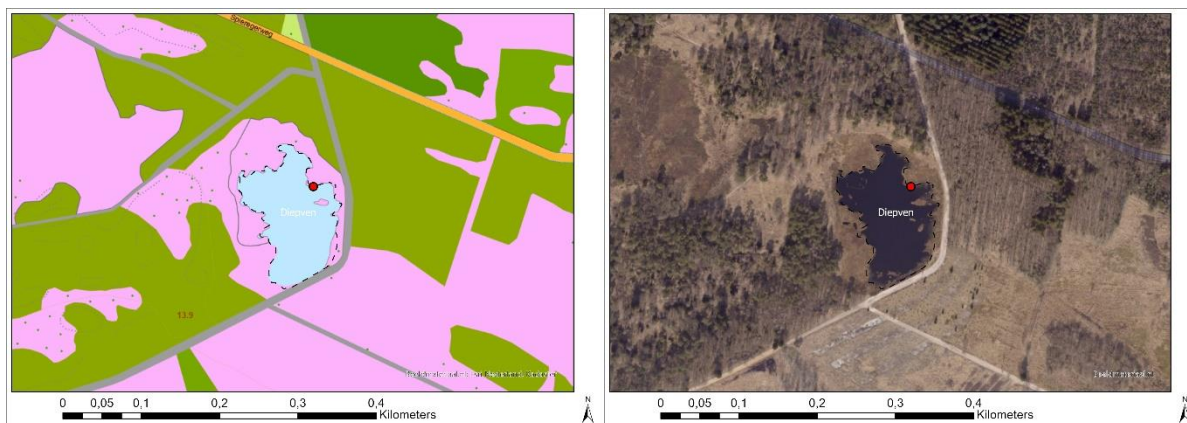
3.2.1 Diepveen

Het Diepveen (Dwingeloo, Drenthe) is een pingoruïne en ligt in het zuidelijke deel van Boswachterij Dwingeloo en is omgeven door heide en naaldbos (Figuur 3-13). De pingoruïne is ongeveer 4 meter diep en grotendeels opgevuld met veen (Beijerinck 1926). Het ven ligt te midden van voormalig stuifzand (AS, geel en Zn21, oranje in Figuur 3-14) aan de westzijde en podzolgronden (Hn21, roze Figuur 3-14) aan de oostzijde. Deze gronden bestaan uit leemarm tot zwak lemig fijn zand. Volgens Bakker (1984) is er een leemlaag onder het veen aanwezig, waardoor het geen verbinding heeft met het regionale grondwater. Later onderzoek heeft aangetoond dat het Diepveen water verliest door wegzijging en door overloop naar het Groote veen en Cootje's veen (Baaijens e.a. 2003). De bodem van het ven bestaat uit een veenbodem bovenop een laag slib van 20-50 cm. In oktober 2022 was de kleur van het water bruingeel en helder. Het bemonsteringspunt ligt aan de oostkant (Figuur 3-13), in de derde baai vanaf de zuidzijde.

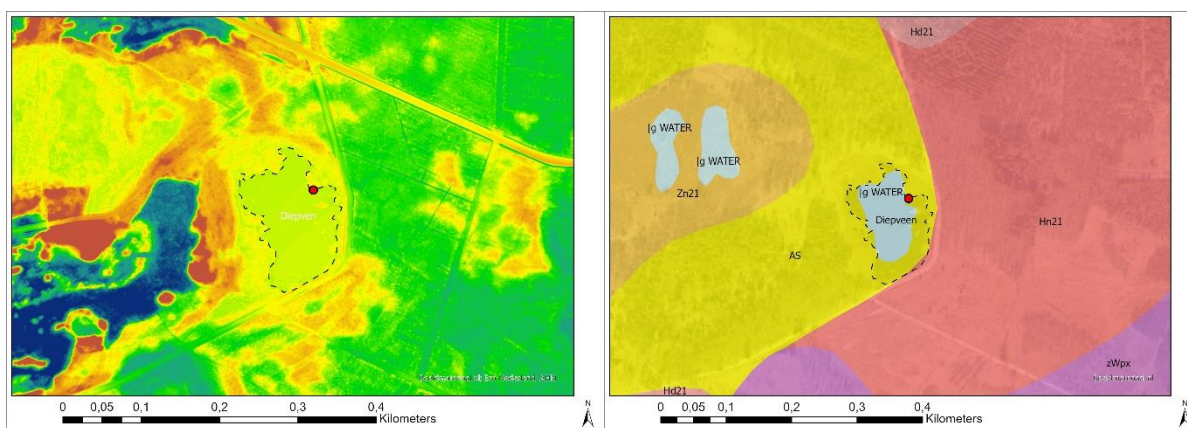
Aan de randen van het ven is een goed ontwikkelde hoogveenverlandingsvegetatie aanwezig met o.a. Hoogveenveenmos, Fraai veenmos, Kleine veenbes, Witte snavelbies en Dophei (Figuur 3-15). In het water groeien o.a. Waterveenmos, Geoord veenmos, Veelstengelige waterbies, Snavelzegge en Waterdrieblad. In 2022 was er geen ondergedoken watervegetatie aanwezig.

Rond 1915 is de omgeving van het ven beplant met naaldbomen en tot 1978 lag het ven te midden van percelen Grove den. In 1997 is een strook van 30 m langs de zuid-, west- en noordoever gekapt. Tussen 2006 en 2010 is het perceel Douglassparren ten zuidoosten van het ven gekapt en omgevormd tot hei. Op topografische kaarten vanaf 1933 is een ontwaterings-sloot aan de oostkant van het ven weergegeven. In 1985 of 1986 is de sloot afgedamd en is de waterstand ongeveer 40 cm opgezet. Door diverse maatregelen in latere jaren is de waterstand verder verhoogd; in totaal meer dan een meter. In 1978 kon de bemonsteringslocatie nog gemakkelijk met gewone kaplaarzen worden bereikt, in 2006 en latere jaren was daarvoor een bootje nodig (Figuur 3-15). De opslag in het veen wordt ongeveer elke vijf jaar verwijderd. Sinds 1978 wordt de omgeving begraasd door runderen en schapen.³

³ Begrazing door schapen heeft tot 2022 jaarrond plaatsgevonden en vanaf 2023 is er periodieke begrazing in verband met aanwezigheid van de wolf. Dit kan mogelijk leiden tot onderbegrazing van de heide (H. Kruk, pers. med. in Bijkerk et al., 2024).



Figuur 3-13 Topografische kaart (BRT TOP10) en recente luchtfoto van het Diepveen, met hierin de bemonsteringslocatie aangegeven (rode stip).



Figuur 3-14 Hoogtekaart (AHN4, 2023) (links) en 1:50.000 bodemkaart (Basisregister ondergrond, 2023) (rechts) van het Dwingelderveld met hierop Kliplo. De rode stip is de monsterlocatie. Voor toelichting, zie tekst.



Figuur 3-15 Het Diepveen: Zicht op het open water vanaf de hoogveenverlandingsvegetatie (linksboven). Typische hoogveenvegetatie met Hoogveenveenmos, Witte snavelbies en Kleine veenbes (rechtsboven). Monstername door Louise Franssen (linksonder). Oevervegetatie en waterlelie (rechtsonder). (Foto's: Louise Franssen, 4-10-2022).

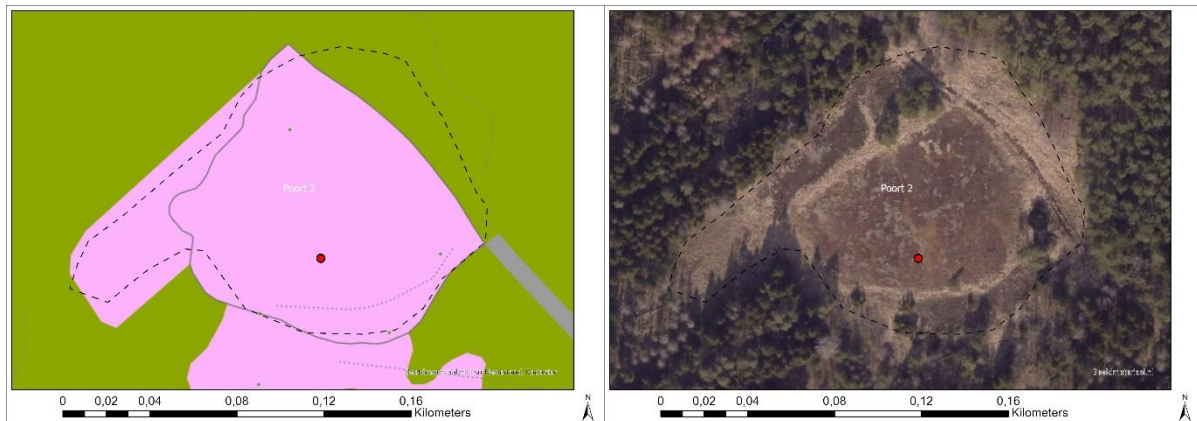
3.2.2 Poort 2

Poort 2 (Dwingeloo, Drenthe) is een min of meer rond hoogveenterreintje in een pingoruiïne in de Boswachterij Dwingeloo en omgeven door naaldbos (Figuur 3-16). Het veentje ligt relatief hoog in het landschap en ligt ingeklemd tussen wat hogere ruggetjes (Figuur 3-16) en ligt op een podzolbodem bestaande uit leemarm tot zwak lemig fijn zand (Hn21, roze in Figuur 3-16). De veenbasis is een verkitte podzol B-horizont met gliede en staat periodiek in contact met grondwater (Von Asmuth, 2010). Onder het veentje ligt keileem, wat verdere wegzijging van het veenwater remt. Het veentje wordt voornamelijk gevoed door regenwater en in geringe mate ook door lokaal grondwater. De waterstand is zeer stabiel en het water kan in noordwestelijke richting oppervlakkig afstromen. Het hoogveen is in de 20^e eeuw puntsgewijs verveend. Daarna is in de putjes weer actieve veengroei opgetreden. De slootvormige laagte, die in 1978 nog veel open water had, is in 2022 helemaal verland, net als de oude veenput waarin het monsterpunt ligt. Daarom zijn in 2022 het diatomeeënmonster en watermonster genomen door het uitknippen van veenmossen.

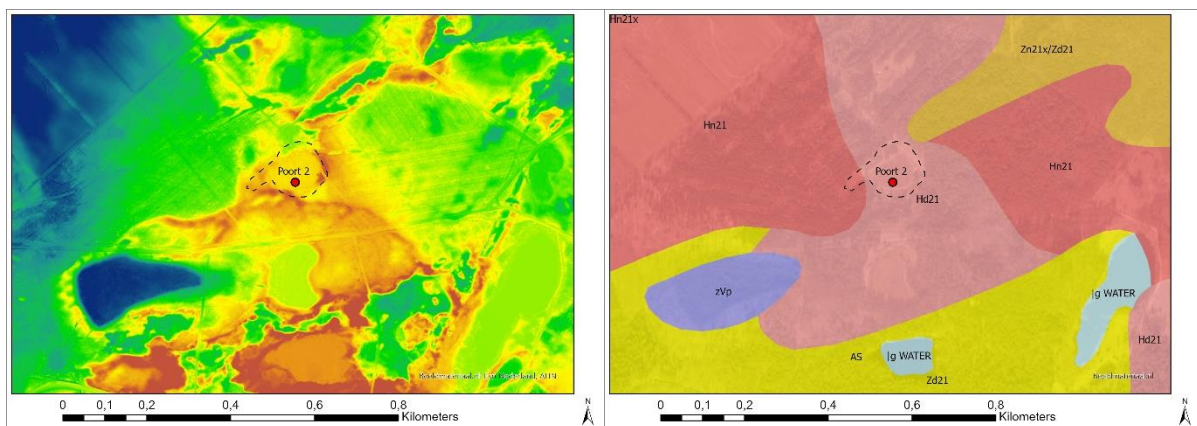
De vegetatie van het veentje bestaat uit een goed ontwikkelde hoogveenvegetatie (Figuur 3-18), met soorten zoals Lavendelheide, Witte snavelbies, Kleine veenbes, Ronde zonnedauw, Dophei, Eenarig wollegras en bulten van Wrattig veenmos en Hoogveenveenmos. In de slenk groeien Fraai veenmos, Snavelzegge, Veenpluis en Waterdrieblad. Ook komt er veel Beenbreek voor in

het veentje, dat daar op een laterale waterbeweging van lokaal grondwater duidt (Rooke, 2002; Baaijens et al., 2003).

In 1998 is een greppel gedicht, waardoor de waterstand ca. 5-10 cm hoger en stabiel is geworden. Het pad dat de pingo tot ca. 2010 aan de oostzijde doorsneed is verlegd en loopt nu over de pingorand. In 1997 en 2000 is de rand van het ven geplagd. Ongeveer elke vijf jaar wordt opslag van dennetjes in en rond het veen verwijderd en de bosrand wordt regelmatig teruggezet. Aan de noordzijde van het ven is in 2022 een groot oppervlakte Fijnspar gekapt in verband met de Letterzetter (Bijkerk et al., 2024).



Figuur 3-16 Topografische kaart (BRT TOP10) (links) en recente luchtfoto van het Poort 2, met hierin de bemonsteringslocatie aangegeven (rode stip) (rechts).



Figuur 3-17 Hoogtekaart (AHN4, 2023) (links) en 1:50.000 bodemkaart (Basisregister Ondergrond, 2023) (rechts) van het Dwingelderveld met hierop Poort 2. De rode stip is de monsterlocatie. Voor toelichting zie tekst.



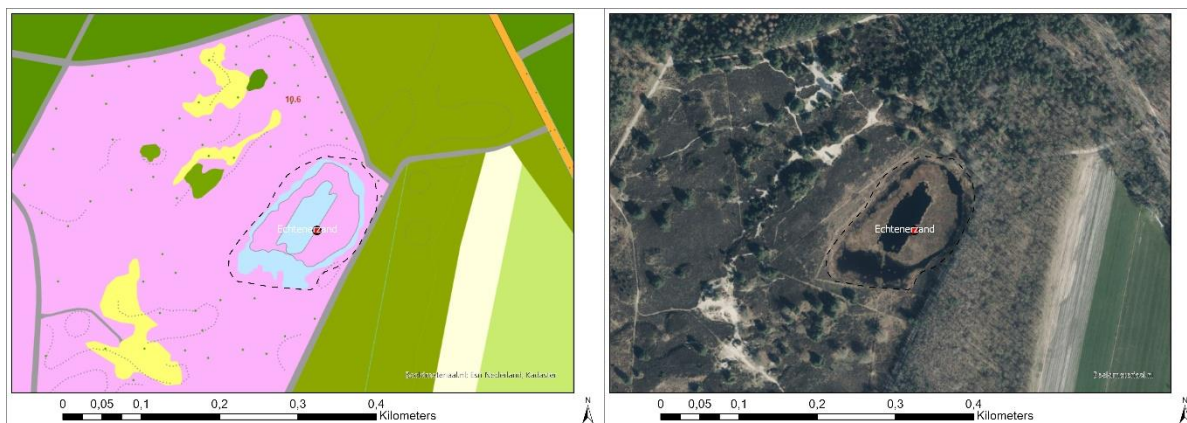
Figuur 3-18 Poort II: Begroeiing van Beenbreek in het veentje (links). Hoogveenveenmos met Witte snavelbies en Waterdrieblad (rechts). (Foto's: Louise Franssen, 4-10-2022).

3.2.3 Ven in het Echtenerzand

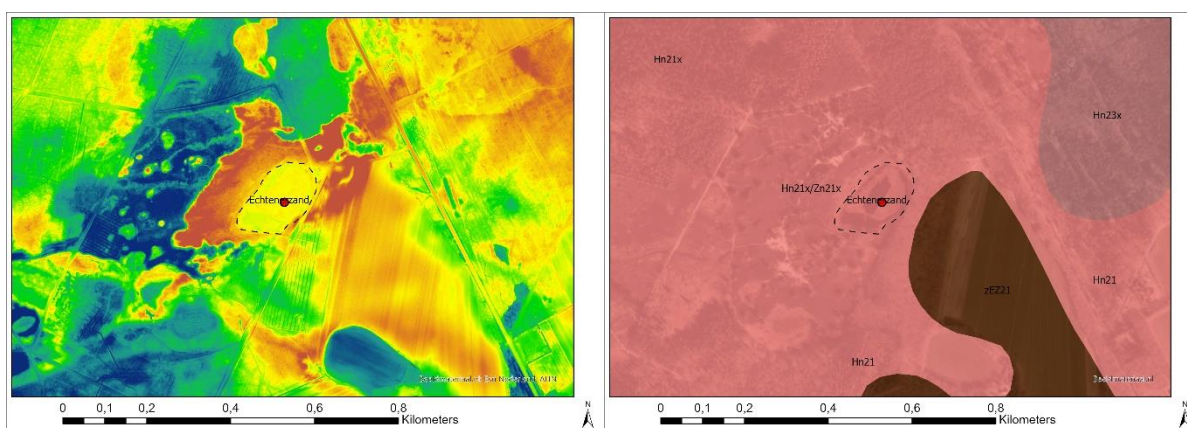
Het ven in het Echtenerzand (Hoogeveen, Drenthe) ligt in een klein natuurgebied met heide en stuifzand in de naaldbossen van de Boswachterij Ruinen (Figuur 3-19). Het betreft eigenlijk een hoogveentje waarin door afgraving open water is ontstaan. Het veentje ligt relatief hoog in het landschap en is ingeklemd tussen brede, hogere ruggen (Figuur 3-20). Volgens de 1:50.000 bodemkaart bestaan de gronden uit podzolen (Hn21x) en vlakvaaggronden (Zn21x) (in Figuur 3-19 weergegeven als Hn21x/Zn21x, roze) van leemarm tot zwak lemig fijn zand. Volgens de bodemkaart is er keileem in de ondiepe ondergrond aanwezig, beginnend tussen 40 en 120 cm en ten minste 20 cm dik. Of deze laag ook onder het ven doorloopt, is niet vastgesteld. De plas is naar schatting ongeveer 1 m diep en de oever van het ven is zeer steil. Bij het monsterpunt bestaat de bodem van het ven uit zand: hier is het veen dus tot de zandondergrond verwijderd. In oktober 2022 is het venwater helder en kleurloos.

De vegetatie rondom de plas bestaat uit een goed ontwikkelde hoogveenvegetatie, met soorten als Lavendelheide, Ronde zonnedauw, Eenarig wollegras, Kleine veenbes, Dophei en bulten van Hoogveenveenmos en Wrattig veenmos. Op de bodem van het open water bevond zich tot en met 2002 veel Waterveenmos, dat daarna veel minder algemeen is geworden. In de ringsloot, die in oktober 2022 was drooggefallen, groeien op de kale veenbodem Knolrus, Kleine zonnedauw en Drijvend fonteinkruid (Figuur 3-21). Nabij het monsterpunt zijn in 2022 geen waterplanten in het open water gezien.

Tot 1990 waren er twee afwateringssloten aanwezig, één naar het zuiden en één aan de noordwestzijde. In 1990 zijn beide sloten dichtgemaakt met plaggen die afkomstig waren van een brede baan rondom het ven. In 1995 - 1997 is er een lemen dam rondom het ven aangelegd om het water beter vast te houden. Incidenteel zijn kleine gedeelten geplagd, geschaafd of gemaaid en op de flank van het ven zijn tussen 2012-2022 kleinschalig Grove dennen verwijderd. Op het heideveld aan de zuidwestzijde van het ven is in 2012 circa één hectare heide afgeplagd tot op het zand, met als doel zandverstuiving te stimuleren (Bijkerk et al., 2023). Om te voorkomen dat er honden in het ven komen is er in 2010 een draad langs het ven gespannen.



Figuur 3-19 Topografische kaart (BRT TOP10) (links) en recente luchtfoto van het ven in het Echtenerzand met hierin de bemonsteringslocatie aangegeven (rode stip) (rechts).



Figuur 3-20 Hoogtekaart (AHN4, 2023) (links) en 1:50.000 bodemkaart (Basisregister ondergrond, 2023) (rechts) van het Echtenerzand met hierop de ligging van het ven. De rode stip is de monsterlocatie. Voor toelichting zie tekst.



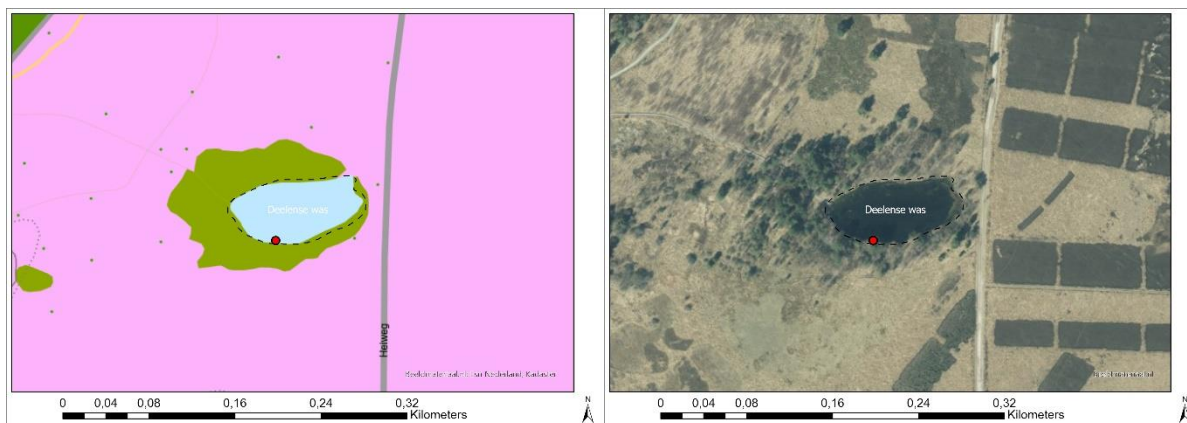
Figuur 3-21 Ven bij Echtenerzand. Uitzicht op het open water vanaf het veen (linksboven). Hoogveenbegroeiing met Dophei, Pijpenstrootje en bulten veenmossen (rechtsboven). Hoogveenveenmos (linksonder). Drooggevalle randslot met Geoord veenmos en Drijvend fonteinkruid (rechtsonder). (Foto's: Louise Franssen, 4-10-2022).

3.2.4 Deelense was

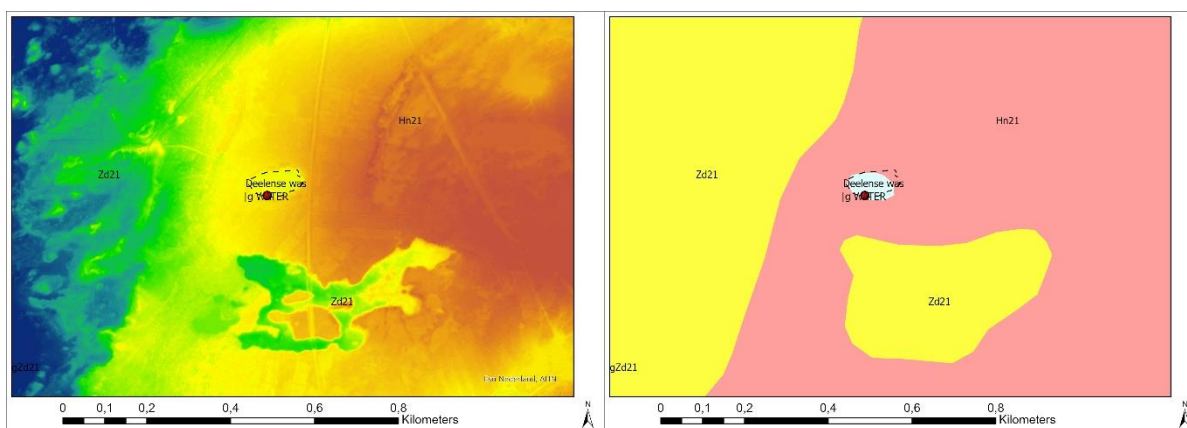
De Deelens(ch)e Was(ch) (Hoenderloo, Gelderland) ligt op het Veluwemassief in het Nationaal Park Hoge Veluwe en wordt omgeven door bos, heide en stuifzand (Figuur 3-22; Figuur 3-24). Het ven ligt relatief hoog in een complex van dekzand (Figuur 3-23) dat bestaat uit podzolgronden van leemarm tot zwak lemig fijn zand (Hn21, roze in Figuur 3-23). Het ven ligt op een schijnspegel en wordt door regenwater en lokaal, lateraal toestromend grondwater gevoed (Jansen e.a. 2008). Op de bodem van het ven is een pakket van enkele decimeters veen en blubber aanwezig. Hieronder bevindt zich de zandbodem. In oktober 2022 was ongeveer 5-8 m van de oever drooggevalle en waren er zoelplekken van wild.

De vegetatie rond het ven wordt gedomineerd door Pijpenstrootje. Langs de oever groeien Waternavel, Knolrus, Pitrus, Moerasstruisgras, Gewone waterbies, Geoord veenmos en Waterveenmos. In het open water groeien veenmossen. Zie voor nadere gegevens over hydrologie en plantengroei Jansen e.a. (2008, 2013) en Boedeltje e.a. (2019).

Vroeger werd het ven gebruikt voor het wassen van schapen en tegenwoordig wordt het af en toe gebruikt als blusvijver. Rond 2000 is een steiger aangelegd en het ven wordt veel bezocht door recreanten. Ook zwemmen er vaak honden.



Figuur 3-22 Topografische kaart (BRT TOP10) (links) en recente luchtfoto van de Deelse was, met hierin de bemonsteringslocatie aangegeven (rode stip) (rechts).



Figuur 3-23 Hoogtekaart (AHN4, 2023) (links) en 1:50.000 bodemkaart (Basisregister Ondergrond, 2023) (rechts) van het Deelse veld met hierop de ligging van de Deelse Was. De rode stip is de monsterlocatie. Voor toelichting, zie tekst.



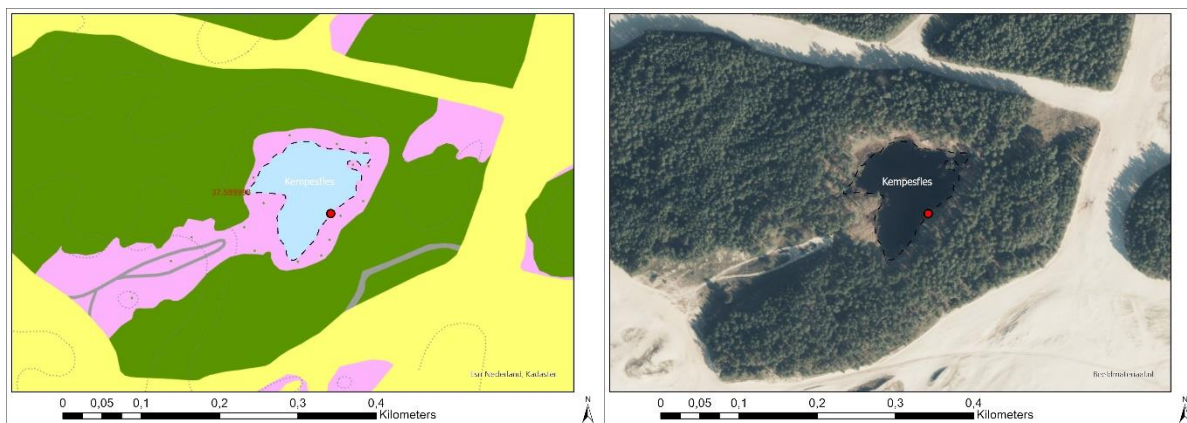
Figuur 3-24 Deelse was op het Deelse veld in het Nationaal Park de Hoge Veluwe. (Foto: Louise Franssen, 15-11-2022).

3.2.5 Kempesfles

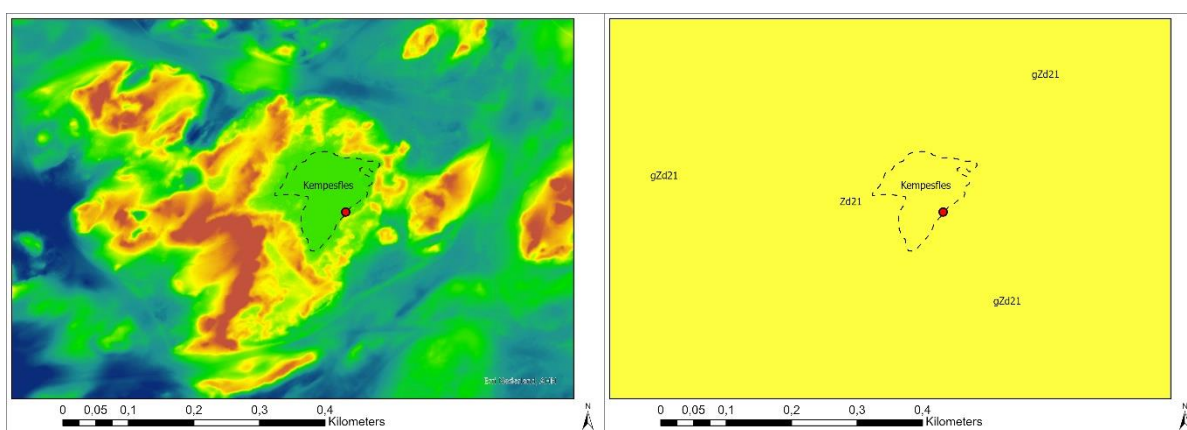
De Kempesfles (Harskamp, Gelderland) ligt in een uitgestrekt stuifzandgebied op een militair oefenterrein (Figuur 3-25). Rondom het ven liggen hoger gelegen stuifduinen (Figuur 3-26) en hier zijn hei en naaldbos aanwezig. Volgens de 1:50.000 bodemkaart bestaan alle gronden rond het ven uit kalkloze duinvaaggronden van leemarm tot zwak lemig fijn zand (Zd, geel in Figuur 3-26). Het ven ligt op een schijnspegel en wordt gevoed door regenwater en lokaal grondwater vanuit de omringende stuifzandheuvelds. De venbodem is een soort drijfzand van enkele decimeters dikte op stevig zand. Op het zand ligt een dunne laag detritus en hier en daar is de bodem kaal. In oktober 2022 was de waterkleur bruingeel en helder.

Om het ven is een strook van enkele tientallen meters open terrein aanwezig met als dominante soort Pijpenstrootje. Eromheen staan Grove den en hier en daar Zomereik. Direct langs de rand van het open water staan veel veldjes met Vlottende bies op de verder onbegroeide, maar wel met organisch materiaal bedekte drooggevalen venbodem. De lagere delen van de drooggevalen oeverzone zijn veelal begroeid met een vrij dichte pitrusbegroeiing, die afgewisseld wordt met veldjes en bulten met Geoord veenmos. Verder zijn in 2022 op de oever Knolrus, Drijvend fonteinkruid en Moerasstruisgras gezien. Wat hogerop bevindt zich een zone met veel Pijpenstrootje lokaal Dophei (Boedeltje e.a. 2019). In het open water is weinig vegetatie aanwezig: in oktober 2022 is hier wat Knolrus, Drijvend fonteinkruid en Gewone waterbies gezien. Het ven had in het begin van de 20e eeuw een bijzondere algenbegroeiing van matig zure wateren, die later door verzuring is verdwenen. In 2018 waren er plaatselijk ijzerbacterievliezen waargenomen. Samen met de toen betrekkelijk grote hoeveelheid Vlottende bies wees dit op enige buffering, die in 2021 opnieuw is waargenomen aan de zuid- en oostzijde van het ven (pers. med. Peter van Beers). Sinds 1958 is de vegetatie van de Kempesfles meerdere malen beschreven. Toen waren er nog veel waterplanten, zoals veenmos en Klein blaasjeskruid, terwijl langs de oever planten als Wateraardbei en Slangenwortel werden gezien, wat ook op meer buffering wijst. In 2021 zijn negen vegetatieve exemplaren van de Drijvende egelskop waargenomen en was er vrij veel Klein blaasjeskruid aanwezig in de ondiepe delen van het ven aan de zuid- en oostzijde (pers. med. Peter van Beers). Zie verder o.a. Moller Pillot (1958), Van Dam 1987b, Van Dam & Mertens (2011) en Boedeltje e.a. (2019).

In 1925 bestond de omgeving van de Kempesfles uit een open landschap (Figuur 3-28). In het begin van de 20e eeuw is de omgeving van het ven met dennen bebost geraakt. In die tijd werd het ven ook gebruikt voor het verwateren van hout. Tussen 1995 en 1998 zijn bomen langs de oever gerooid, de oevers zijn opgeschoond en de wilde zwijnen zijn uitgerasterd. Tussen 2006 en 2011 is het bos rond het ven opener gemaakt, o.a. door het ringen en verwijderen van bomen en het bestrijden van Amerikaanse vogelkers. Aan de oostoever is een schuilhut om zoelende zwijnen waar te nemen: hoewel de afrastering al diverse malen is gerepareerd functioneert deze niet goed meer, gezien de talrijke zoelplekken. De dennenopslag op de oevers is na 2014 verwijderd.



Figuur 3-25 Topografische kaart (BRT TOP10) (links) en recente luchtfoto van de Kempesfles, met hierin de bemonsteringslocatie aangegeven (rode stip) (rechts).



Figuur 3-26 Hoogtekaart (AHN4, 2023) (links) en 1:50.000 bodemkaart (Basisregister ondergrond, 2023) (rechts) van het Echterzand met hierop de ligging van het ven. De rode stip is de monsterlocatie. Voor toelichting, zie tekst.



Figuur 3-27 De Kempesfles op de Harskamp, links gefotografeerd vanaf een stuifduin aan de zuidoostzijde, rechts vanaf het monsterpunt. (Foto's: Louise Franssen, 15-11-2022).



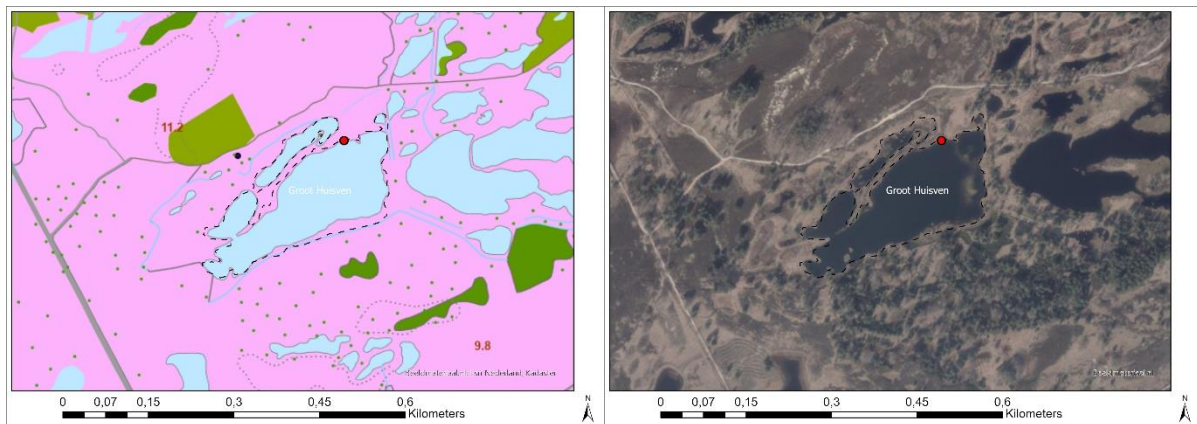
Figuur 3-28 De Kempesfles op 26 oktober 1925 (Richard Tepe, Nederlands Fotomuseum)

3.2.6 Groot Huisven

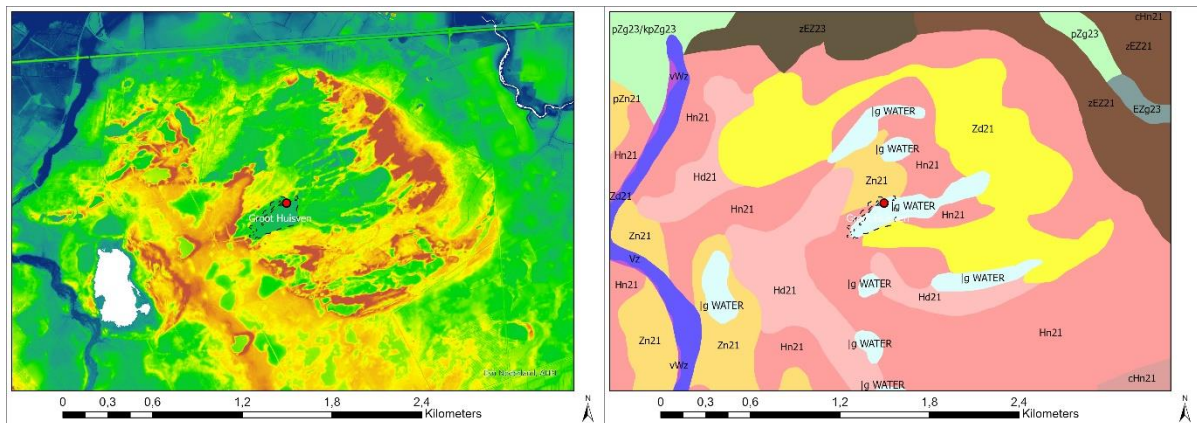
Het Groot Huisven (Boxtel, Noord-Brabant) is onderdeel van een groot vennencomplex op de Kampina (Figuur 3-29; Figuur 3-31). Het vennencomplex bevindt zich in een bekken van hogere gronden, die bestaan uit uitblazingslaagten en stuifzandkoppen (vlakvaaggronden en duinvaaggronden, Zn21 en Zd21, oranje en geel in Figuur 3-30) en dekzand (podzolgronden, Hn21 en Hd21, roze in Figuur 3-30) van leemarm tot zwak lemig zand. Het ven wordt grotendeels door regenwater en ten dele door lokaal grondwater uit de omringende zandruggen gevoed. Het ven heeft een matige tot slecht doorlatende venbodem (Van Dam e.a. 2017). Er is bij de monsterlocatie een dunne sliblaag aanwezig (ca. 1 cm) en de waterkleur is zeer licht bruingeel en helder.

Het ven is verzuurd door atmosferische depositie en wordt geëutrofeerd door ganzen, runderen en paarden. Het ven was tot ca. 1950 een van Nederlands belangrijkste vennen voor Oeverkruidverbondsoorten, zoals Waterlobelia en Grote biesvaren, die hier door verzuring zijn verdwenen. De gedeeltelijk kale oever is begroeid met Gewone waternavel, Pitrus, Moeraswolfsklauw en wat hoger op de oever groeien Pijpenstrootje en Dophei. In 2022 zijn er in het open water Witte waterlelie, Knolrus, Gewone waterbies en Geoord veenmos gezien.

Sinds enkele tientallen jaren zijn de Grove dennen langs de randen van het ven verwijderd, dat nu in een halfopen landschap ligt. In 2009 is vooral het westelijk deel van het ven met behulp van een bootje gebaggerd. In 2010 is de noordoever tot op ca. 100 m van het ven geplagd. In de winter van 2013-2014 zijn er aan de noord- en zuidzijde van het ven nog veel bomen verwijderd. Ook in de wijdere omgeving van het ven zijn veel bomen gekapt. Het n wordt sinds 1988 door koeien en meer recent ook door paarden begraaasd. Ongeveer 200 m ten noorden van het ven is in het voorjaar van 2014 een deel van het terrein bekalkt. Het ven wordt als rustgebied door ganzen gebruikt. Vroeger waren dat alleen overwinteraars, maar tegenwoordig zijn ze het gehele jaar aanwezig. Door de medewerkers van Natuurmonumenten worden ze regelmatig verjaagd.



Figuur 3-29 Topografische kaart (BRT TOP10) (links) en recente luchtfoto van de het Groot Huisven, met hierin de bemonsteringslocatie aangegeven (rode stip) (rechts).



Figuur 3-30 Hoogtekaart (AHN4, 2023) (links) en 1:50.000 bodemkaart (Basisregister ondergrond, 2023) (rechts) van de Kampina met hierin het vennencomplex waar het Groot Huisven onderdeel van is. De rode stip is de monsterlocatie. Voor toelichting, zie tekst.



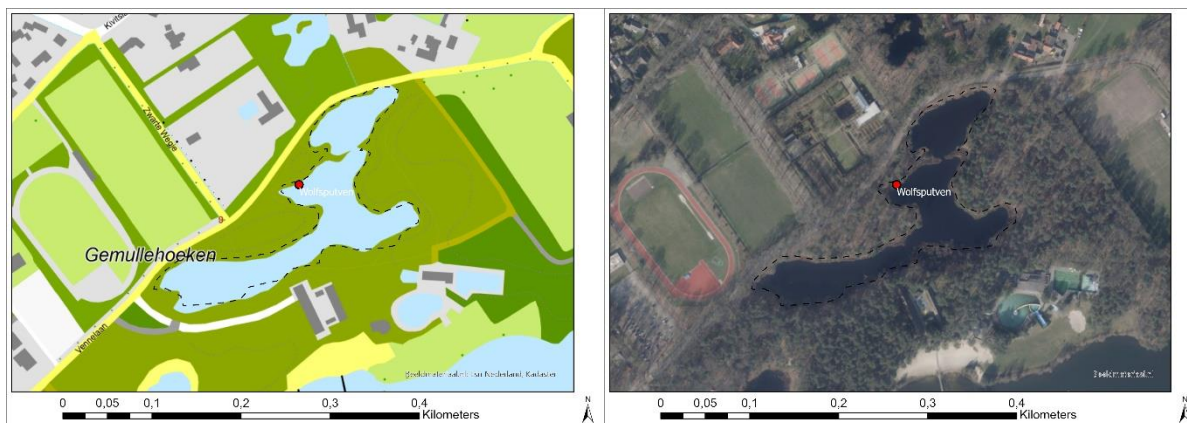
Figuur 3-31 Uitzicht over het Groot Huisven vanaf het monsterpunt (Foto's: Louise Franssen, 5-10-2022).

3.2.7 Middelste Wolfspuutven

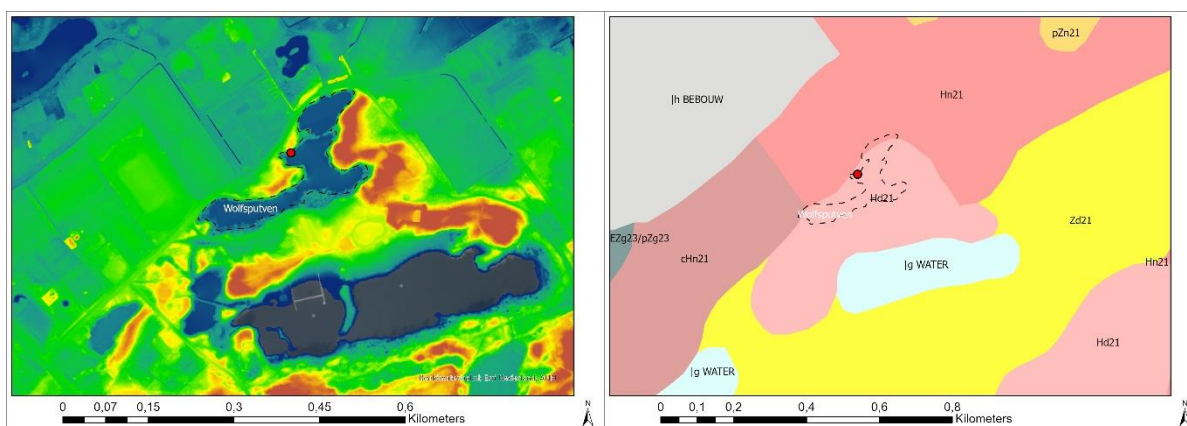
Het Middelste Wolfspuutven (Oisterwijk, Noord-Brabant) ligt aan de noordelijke zijde van het stuif- en dekzandcomplex van de Oisterwijkse bossen en vennen (Figuur 3-32). Aan de oost- en zuidzijde van het ven liggen hogere ruggen en aan de noordwestkant is het maaiveld relatief lager (Figuur 3-33). Het ven ligt op een podzolbodem (Hd21, lichtroze in Figuur 3-33). Het ven is ontstaan door het afgraven van veen en het is een van de weinige sterk humeuze vennen in dit vennengebied. Het ven wordt door regenwater gevoed, dat stagneert op een slecht doorlatende laag (Van Dam e.a. 2017). Op de bodem is een dikke sliblaag aanwezig van ca. 30 cm (op het monsterpunt).

Mede door verzuring zijn de drijvende veenvegetaties met bijzondere soorten algen in de afgelopen eeuw verloren gegaan. In het open water staat alleen Witte waterlelie, wat veenmos en draadwier. Langs de oever en op de dammetjes tussen de drie compartimenten van het ven staat veel Wilde gagel. Op de vrij steile oevers staat veel Pitrus en Pijpenstrootje, Gewone waternavel, Wolfspoot en Geoord veenmos. Hoger op is het ven omgeven door bos met Grove den, Vuilboom, Berk en met in de ondergroei veel Stekelvarens.

In 2003 is het bos langs het ven sterk gedund. De bomen die destijds bij de voet zijn afgezaagd lopen nu alweer sterk uitgelopen.



Figuur 3-32 Topografische kaart (BRT TOP10) (links) en recente luchtfoto (rechts) van de het Middelste Wolfspuutven, met hierin de bemonsteringslocatie aangegeven (rode stip).



Figuur 3-33 Hoogtekaart (AHN4) (links) en 1:50.000 bodemkaart (Basisregister ondergrond, 2023) (rechts) van het Middelste Wolfspuutven en de directe omgeving. De rode stip is de monsterlocatie. Voor toelichting, zie tekst.



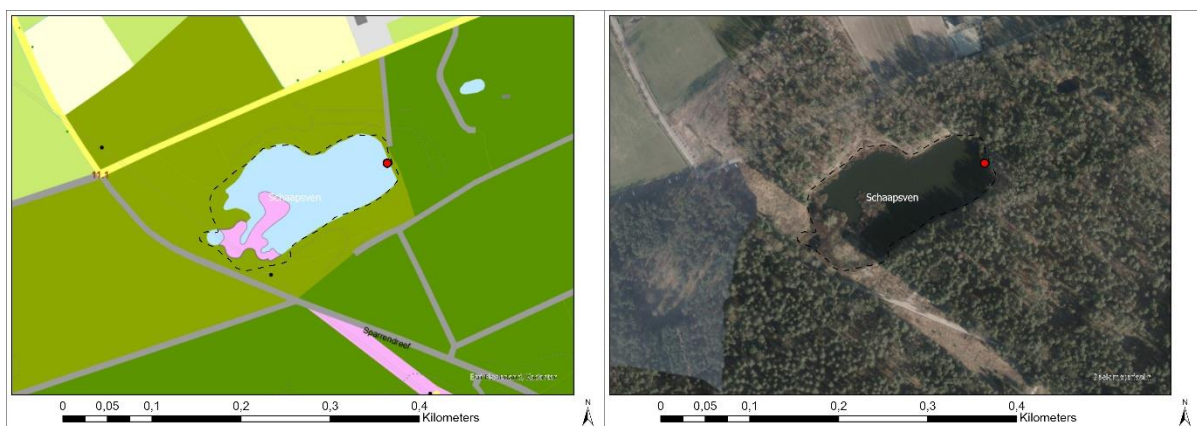
Figuur 3-34 Uitzicht over het Middelste Wolfspuutven vanaf de monsterlocatie (links) en de (steile) oever van de monsterlocatie, begroeid met Wilde gael. In het water groeit Witte waterlelie (Foto's: Louise Franssen, 5-10-22)

3.2.8 Schaapsven

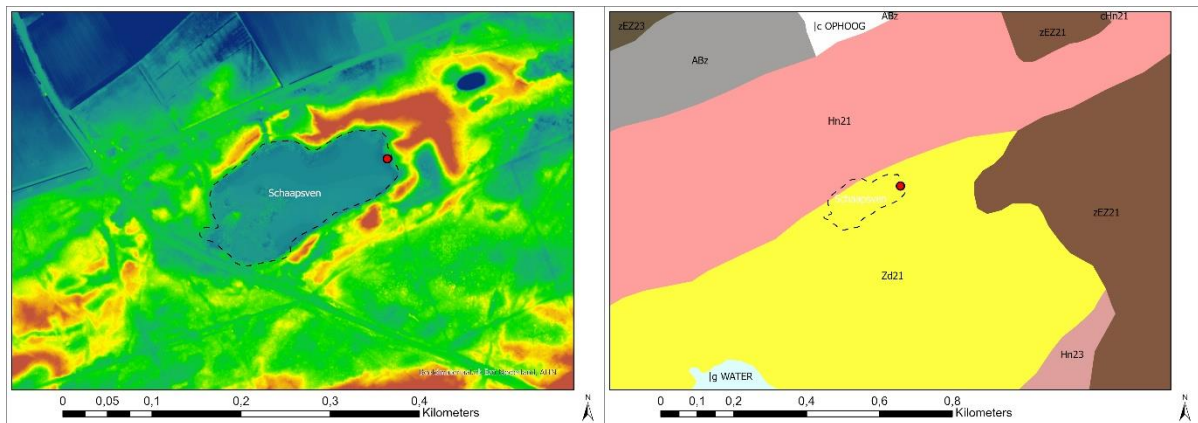
Het Schaapsven (Berkel-Enschot, Noord-Brabant) ligt aan de noordelijke zijde van het stuif- en dekzandcomplex van de Oisterwijkse bossen en vennen en in de omgeving is loof- en dennenbos aanwezig (Figuur 3-35; Figuur 3-37). Rondom het ven liggen wat kleine stuifzandruggetjes (Figuur 3-36), die op de 1:50.000 bodemkaart zijn weergegeven als duinvaaggronden (Zd21, geel in Figuur 3-36) en bestaan uit leemarm tot zwak lemig fijn zand. Ten noorden van het ven zijn podzolbodems aanwezig (Hn21, roze in Figuur 3-36). Het ven wordt waarschijnlijk geheel of grotendeels door regenwater gevoed. Aan de noordoostzijde is een sloot voor waterafvoer, die echter is afgedamd door een pad langs de oever. In oktober 2023 was het water zeer licht bruingeel en helder. De sliblaag was ongeveer 20 cm dik nabij het monsterpunt, hieronder bevindt zich de zandondergrond.

Het ven is relatief voedselrijk. In het open water groeien Gele plomp en Waterdrieblad. De blaasjeskruiden, die in 2014 en 2015 hier nog massaal voorkwamen werden in 2018 en 2022 niet gezien. Op de oever groeit veel Wilde gagel, Pijpenstrootje, Melkeppe, Scherpe zegge, Wolfspoot, Lisdodde, Gewone waternavel, Tandzaad en Geoord veenmos. Het ven is botanisch bijzonder vanwege de grote plaat drijvend veen aan de zuidoostzijde. Die was in 2022 niet uitvoerig bekeken.

De zandgronden rond het Schaapsven zijn pas rond 1930 met grove dennen bebost. Rond 2010 is langs vrijwel het hele ven een strook van 5-10 m bos langs het ven gekapt. De noord- en zuidoever zijn in handen van het Brabants Landschap, de overige oevers zijn in particulier bezit. Het is daardoor een rommelig ven. Het wordt als schaatsbaan en als drinkplaats voor paarden gebruikt en het ven wordt gebruikt voor recreatie. Veel honden gaan vanaf het strandje aan de oostzijde het water in. Vroeger was het water helder en waren er weinig drijvende waterplanten, waardoor er veel in het ven werd gezwommen. In het water zijn in 2004 door de particuliere eigenaar van het oostelijk deel van het ven Graskarpers uitgezet.



Figuur 3-35 Topografische kaart (BRT TOP10) en recente luchtfoto van de het Schaapsven, met hierin de bemonsteringslocatie aangegeven (rode stip).



Figuur 3-36 Hoogtekaart (AHN4, 2023) (links) en 1:50.000 bodemkaart (Basisregister ondergrond, 2023) (rechts) van het Middelste Wolfspuutven en de directe omgeving. De rode stip is de monsterlocatie. Voor toelichting, zie tekst.



Figuur 3-37 Het Schaapsven (links) en monsternamen door Julian Brouwer op de monsterlocatie (rechts). (Foto's: Louise Franssen, 5-10-2022).

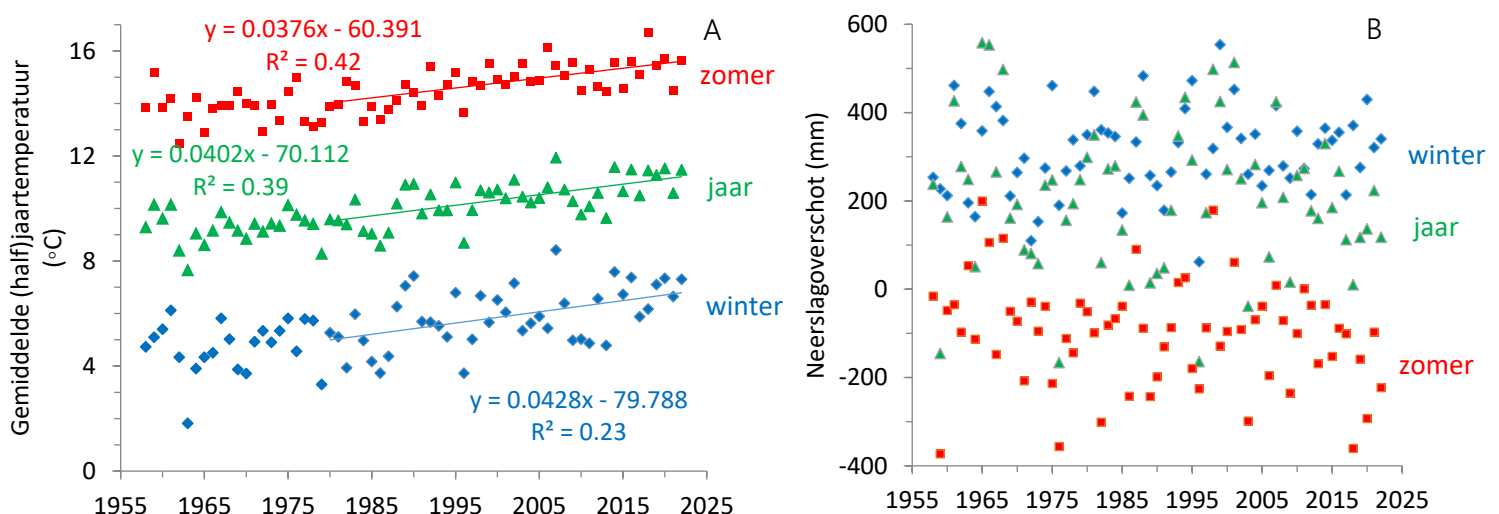
4 Weer, klimaat en depositie

Het weer, in het bijzonder de variatie in neerslag en verdamping, heeft grote invloed op het peil en de chemische samenstelling van het venwater en daarmee op de levensgemeenschappen. Daarnaast beïnvloedt de temperatuur de snelheid van biogeochemische processen in de vennen. De peilen van de onderzochte vennen bereiken het jaarlijkse minimum eind augustus – begin september en het maximum eind februari – begin maart. In het winterhalfjaar (hier gedefinieerd als de periode oktober – december van het vorige kalenderjaar en de maanden januari – maart van het lopende kalenderjaar) is de neerslag groter dan de verdamping en stijgt het waterpeil. In het zomerhalfjaar (de periode april – september van het lopende kalenderjaar) is de verdamping groter dan de neerslag en daalt het waterpeil. De weers- en klimaatgegevens worden hier daarom uitgesplitst in het winter- en zomerhalfjaar.

4.1 Temperatuur en neerslagoverschot

4.1.1 Temperatuur

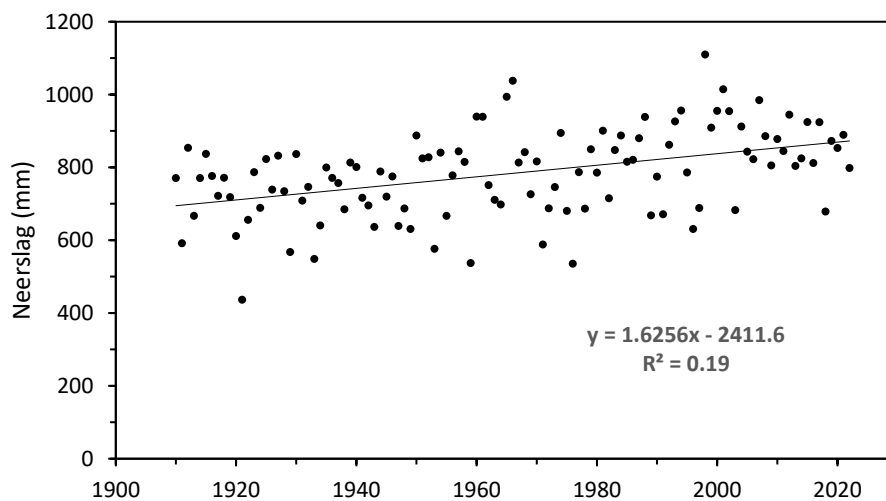
Voor elk zomer- en winterhalfjaar sinds 1958 (toen de verdampingsmetingen begonnen) is de gemiddelde temperatuur te De Bilt berekend uit de gehomogeniseerde reeks van maandtemperaturen van De Bilt (1958-2022) op www.knmi.nl en uitgezet in Figuur 4-1. Vanaf ongeveer 1980 is de temperatuur gaan stijgen. De jaarlijkse stijging sinds dat jaar bedraagt in het zomerhalfjaar 0,038 °C per jaar en in het winterhalfjaar zelfs 0,043 °C. De bandbreedte van de fluctuaties in het winterhalfjaar is groter dan die in het zomerhalfjaar. Opvallend zijn de (hydrologische) jaren 2007 en 2014 met gemiddelde temperaturen van respectievelijk 11,9 en 11,6 °C, vooral door de extreem warme winters van die jaren. In het zomerhalfjaar van 2018 wordt de extreem hoge gemiddelde temperatuur van 16,7 °C bereikt.



Figuur 4-1 Verloop van temperatuur (A) en neerslagoverschot (B) boven open water te De Bilt vanaf 1958 tot 2022 in winter- en zomerhalfjaar. De getrokken lijnen geven de trend van 1980 tot 2022 aan. Het winterhalfjaar loopt van oktober van het voorgaande jaar tot en met maart van het aangegeven jaar.

4.1.2 Neerslagoverschot

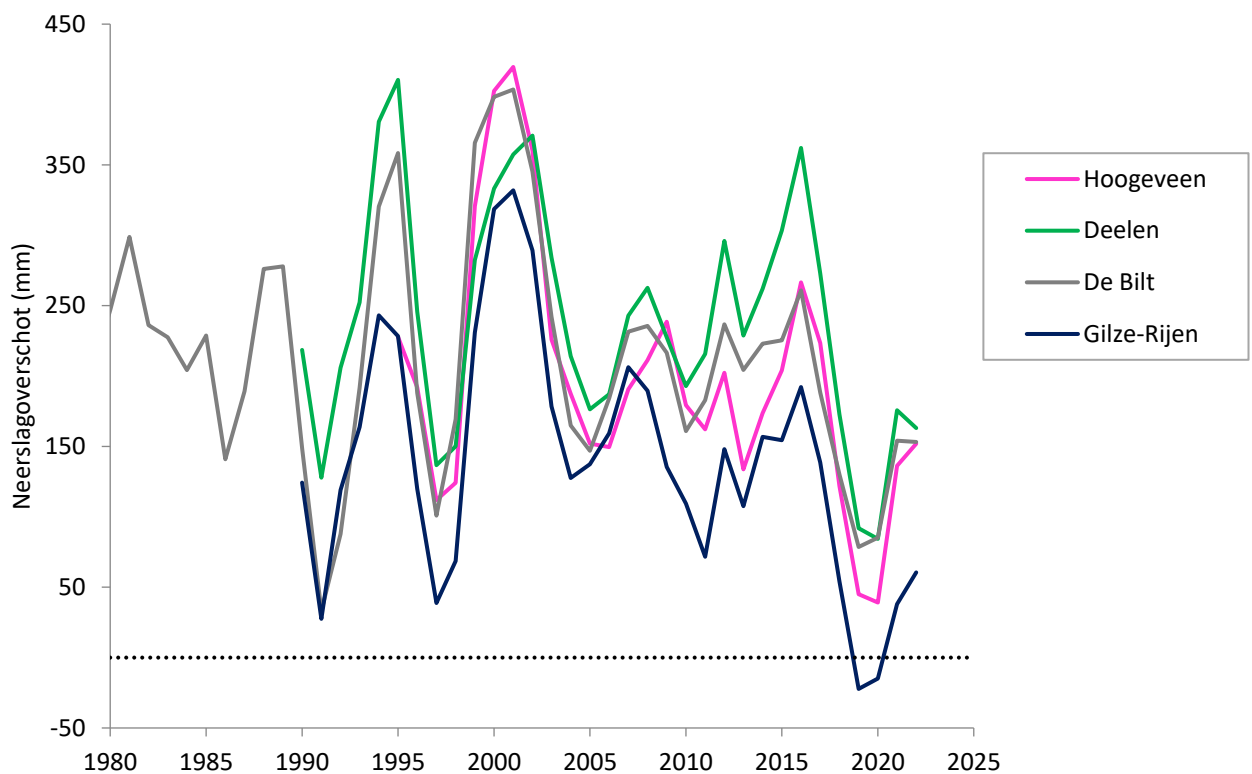
Het neerslagoverschot is berekend als het verschil van de neerslag en de potentiële verdamping van een open-wateroppervlak. Daartoe zijn op www.knmi.nl de daggegevens van neerslag en verdamping (volgens Makkink 1957) opgezocht. Deze verdampingsgegevens (voor gesloten grasland) zijn omgerekend naar verdamping voor open water door vermenigvuldiging met een factor 1,1 (Droogers 2009). In de gegevens voor De Bilt van Figuur 4-1B is geen trend te onderkennen. De jaarlijkse neerslag is sinds 1908 weliswaar met 27% toegenomen, maar met alleen de metingen van de laatste decennia is dit nog niet te constateren (Figuur 4-2). De toename wordt echter voor de periode 1958 – 2022 gecompenseerd door de toename van de verdamping.



Figuur 4-2 Verloop van de gemiddelde jaarlijkse neerslag in Nederland vanaf 1908 tot en met 2022 (CBS e.a. 2023).

Zeer natte winterhalfjaren, met een neerslagoverschot van 450 mm of meer zijn die van 1961, 1975, 1988, 1995 en 2001 en treden dus ongeveer eens in de elf tot twaalf jaar op, maar de spreiding in de frequentie is groot. Periodes van (zeer) droge zomerhalfjaren, gekenmerkt door een neerslagtekort van 200 mm of meer, deden zich voor in de jaren 1959, 1976, 1986, 1989, 1996, 2003, 2009, 2018, 2020 en 2022. Historisch gezien kwamen deze periodes ongeveer eens per zeven jaar voor, maar recentelijk lijkt deze frequentie te zijn toegenomen, vooral in de afgelopen jaren. De spreiding is minder groot dan die van de zeer natte winters. Extreem droge zomers, met een neerslagtekort van 350 mm of meer, zoals 1959, 1976 en 2018 zijn nog zeldzamer.

Meer in de buurt van de vennen worden door het KNMI op de stations Deelen (Veluwe) en Gilze-Rijen (Noord-Brabant) sinds 1988 verdampingscijfers gepubliceerd en vanaf 1994 ook van Hoogeveen (Drenthe). Hieruit zijn de voortschrijdende gemiddelden van het neerslagoverschot over perioden van drie jaar berekend en weergegeven in Figuur 4-3. De tijdvakken van drie jaar sluiten aan op de verblijftijd van het water in de vennen (Van Dam 1988). Het neerslagoverschot te Gilze-Rijen bedraagt over de periode 1995 – 2014 gemiddeld 148 mm en is lager dan dat te Hoogeveen (207 mm) en vooral te Deelen (243 mm). De ontwikkeling in de loop der jaren verloopt grotendeels parallel, maar vanaf ongeveer 2005 lijkt er een divergentie op te treden. Op het station Deelen (dichtbij de Gerritsfles) is er tot 2016 een toename van het neerslagoverschot, maar bij Gilze-Rijen een afname, terwijl die te Hoogeveen niet veel verandert. Op het verder van de onderzochte vennen af gelegen station De Bilt blijft het neerslagoverschot ongeveer gelijk. Vanaf 2016 neemt het neerslagoverschot op alle stations sterk af. De voortschrijdende gemiddelden van het neerslagoverschot van station Gilze-Rijen voor 2019 en 2020 zijn negatief vanwege het buitengewoon hoge neerslagtekort in 2018 en het iets minder extreme tekort aan neerslag in 2019.



Figuur 4-3 Verloop van de driejaarlijkse voortschrijdende gemiddelden van het neerslagoverschot boven open water op KNMI-meetstations in de buurt van de onderzochte vennen. Het jaar loopt steeds van oktober van het voorafgaande jaar tot en met maart van het aangegeven jaar.

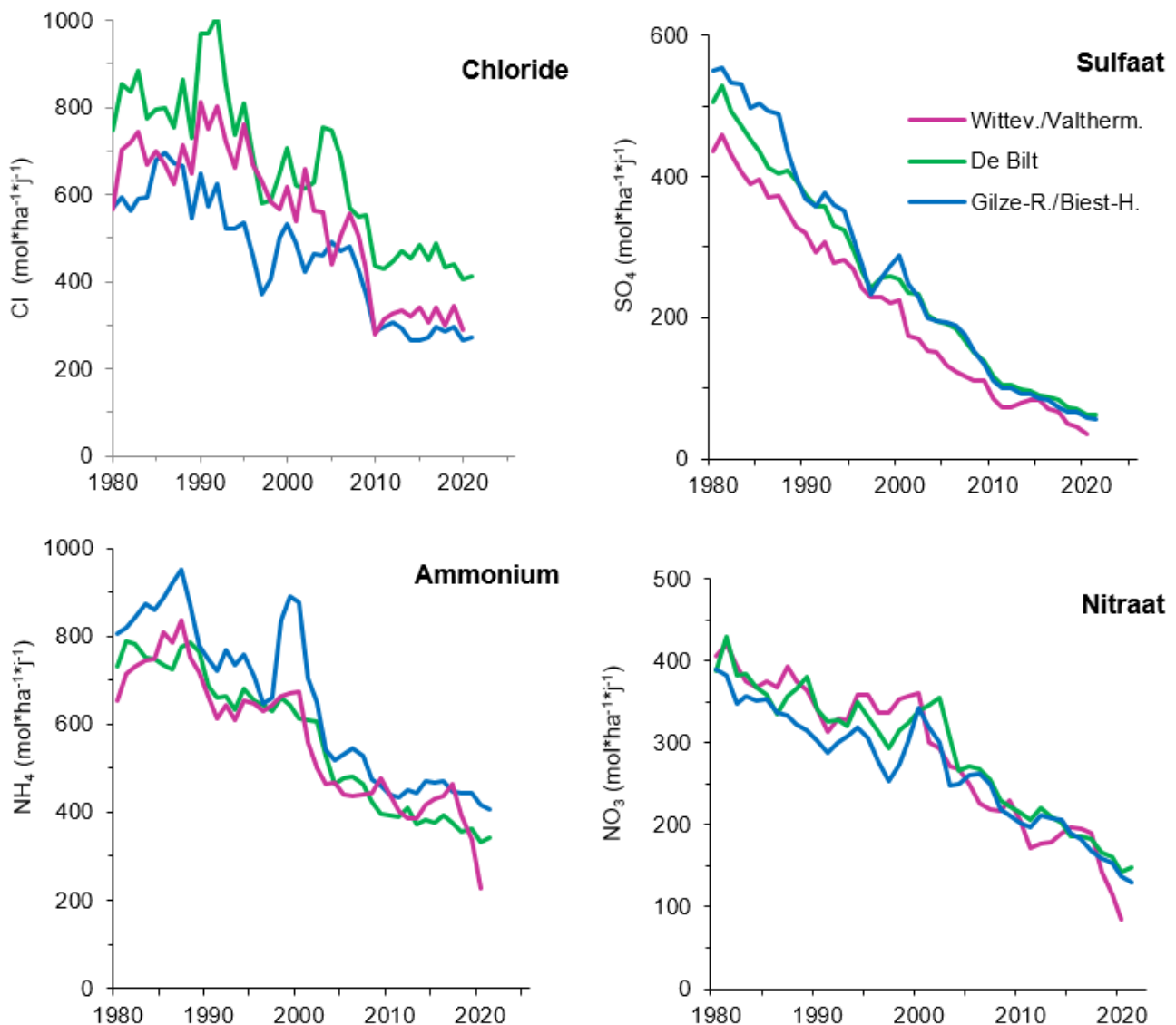
4.2 Atmosferische depositie

4.2.1 Methoden

Schattingen van de depositie van zwavel- en vooral stikstofverbindingen op vennen zijn nog steeds problematisch. Uit berekeningen met het model AquaAcid op de vennen Gerritsfles en Kliplo blijkt dat de beste schatting van de stikstofdepositie de natte depositie is, voor zwavel is er waarschijnlijk ook sprake van droge depositie (Van Dam e.a. 1996, Wortelboer 1998). De beste benadering voor de veranderingen van de depositie op de onderzochte vennen zijn de waarnemingen van de regenwaterkwaliteit sinds 1970 op enkele stations, zoals uiteengezet in AquaSense (2002). Van De Bilt zijn continue reeksen sinds 1978. Het station Witteveen in Drenthe werd voor het laatst bemonsterd in 1999. De metingen zijn in 2001 voortgezet in het 15 km ONO daarvan gelegen Valthermond. Door een slecht openende- en sluitende regenwaterklep op meetstation Valthermond is het grootste deel van 2021 afgekeurd door het RIVM, omdat er niet genoeg depositie is gemeten. Als gevolg hiervan is de data van Valthermond voor het jaar 2021 niet meegenomen in de analyses. Het station is momenteel nog steeds operationeel en heeft in 2022 wel geldige meetwaarden kunnen verzamelen. De gegevens van 2022 zijn nog niet door het RIVM gevalideerd en zijn nog niet meegenomen in Figuur 4-4. Het station Gilze-Rijen werd in januari 2013 vervangen door het 20 km meer OZO gelegen Biest-Houtakker. De gebruikte verzamelmethoden zijn sinds 1979 veranderd, zoals beschreven door Van Dam & Mertens (2011). De belangrijkste verandering is de overgang van open naar gesloten vangers (alleen open tijdens neerslagperioden) in januari 1988. Daarom zijn de oorspronkelijke getallen uit de periode 1978-1987 met een factor 0,9 vermenigvuldigd (E. van der Swaluw, RIVM, pers. med.). Sinds januari 2013 worden de monsters niet meer eens per twee weken, maar eens per vier weken verzameld en geanalyseerd (RIVM 2013).

4.2.2 Trends

In Figuur 4-4 zijn de driejaars-voortschrijdende gemiddelden van drie stations van het landelijk regenwatermeetnet uitgezet. Er is voor een periode van drie jaar gekozen omdat dit de soms sterke veranderingen van jaar tot jaar enigszins afvlakt en omdat de verblijftijd van het water in de onderzochte vennen ten minste drie jaar bedraagt (Van Dam 1988). De gegevens geven niet de absolute depositie op de onderzochte vennen aan. In de eerste plaats liggen sommige stations op flinke afstand van de onderzochte vennen en kan de samenstelling van de neerslag dus verschillen van die op de vennen, met name door de aanwezigheid van lokale bronnen van stikstofemissie. Voorts is de depositie op de vennen niet alleen afhankelijk van de samenstelling van de neerslag, maar ook van andere factoren, zoals de mate van expositie aan de wind (aan- of afwezigheid van bos). Daarom zijn de gegevens in eerste instantie alleen geschikt om trends aan te geven.



Figuur 4-4 Voortschrijdende gemiddelden (driejaars) van de (natte) depositie van enkele componenten van de neerslag op enkele stations. Gegevens van KNMI-RIVM (1979-1988), RIVM (ongepubliceerd, 1989-1991, 2014, 2017, 2018) en www.lml.rivm.nl/gevalideerd (De Bilt en Gilze-Rijen/Biest-Houtakker 1992-2021, Witteveen/Valthermond 1992-2020). Witteveen/Valthermond staat voor de Drentse vennen, De Bilt voor de Veluwe en Gilze-Rijen/Biest-Houtakker voor Noord-Brabant.

Opmerkelijk is de (niet-monotone) daling van de chloridedepositie met 50% van 1980 tot 2010. De oorzaak hiervan is nog niet duidelijk, maar heeft wellicht te maken met veranderingen in het neerslagpatroon (Daniels 2014). Ook kan de sterk afgenomen antropogene depositie een rol spelen: de emissie bedroeg in de jaren 1990, 2001 en 2005 respectievelijk 10363, 1008 en 323 ton (Peek 2007). Als de gehele emissie ook weer in Nederland zou neerslaan zou de depositie van 1990 tot 2005 zijn gedaald van 72 naar 2 $\text{mol ha}^{-1}\text{j}^{-1}$ en dat komt ongeveer overeen met de daling van de chloridedepositie in die periode in Figuur 4-4. In 2010 lijkt de daling tot stilstand te zijn gekomen. Ook in Britse meren is de chlorideconcentratie tussen 1986 en 2007 gedaald, wat wordt toegeschreven aan vermindering van industriële emissies (Evans e.a. 2011). Sulfaat is in 2014 teruggelopen tot 13% van de waarden rond 1980. Behalve door maatregelen ter vermindering van de depositie van zwavelverbindingen zal dit ook worden veroorzaakt door

afname van de depositie van marien sulfaat. De daling van de concentraties is sinds 2010 ten einde gekomen. De depositie van stikstofverbindingen is minder sterk afgenomen, tot waarden van ongeveer de helft van de uitgangsdpositie. De daling bij nitraat (tot 39% van de beginwaarden) is sterker dan bij ammonium en gaat nog steeds door. Ammonium is gedaald tot 55% van de uitgangswaarde en de daling vlakt af sinds 2010. De depositie van potentieel verzurende stoffen is dus in de laatste dertig jaar sterk verminderd, in het bijzonder van sulfaat. In 2020 en 2021 is de depositie van ammonium, nitraat en sulfaat verder afgenomen. De verminderde depositie kan wellicht worden toegeschreven aan de invloed van de coronapandemie.

4.2.3 Depositie per ven

Door Van Dam & Mertens (2008a) worden uitkomsten van berekeningen van de depositie per ven in 2004 gepresenteerd. Hier is wel rekening gehouden met de verschillen in openheid van het landschap rond de vennen, de aard van de oeverbegroeiing en de oppervlakte van de vennen. Voor een meer recente situatie zijn geen berekeningen uitgevoerd. In Kliplo, Gerritsfles en Achterste Goorven bedroeg in 2004 de depositie respectievelijk 1114, 1469 en 1570 mol ha⁻¹ j⁻¹. Die waarden zijn hoger dan die in Figuur 4-4 en hoger dan de kritische depositieniveaus. Voor stikstof ligt deze in een range van 6 tot 11 kg ha⁻¹ j⁻¹, ofwel 429 tot 786 mol ha⁻¹ j⁻¹ (Arts e.a. 2002, Van Dobben e.a. 2012).

5 Fysische en chemische gegevens

5.1 Methoden

5.1.1 Waterstand

Veldopname

Het waterpeil is afgelezen van de in de vennen geplaatste peilschalen. In Kliplo gebeurde dat eenmaal per maand door medewerkers van het Waterschap Drents Overijsselse Delta of Aqualysis. In de Gerritsfles werd de waterstand elk kwartaal opgenomen door medewerkers van het Waterschap Veluwe en eens per maand door de heer R. Torenbeek (Hoenderloo). Het peil van Achterste Goorven werd twee maal per maand afgelezen door medewerkers van de Vereniging Natuurmonumenten. Van de opgegeven peilschaalgegevens van Natuurmonumenten is steeds 0,02 m afgetrokken om ze vergelijkbaar te maken met eerder gemeten waterstanden. Bovendien werd in elk ven twee maal per jaar de waterstand nog eens afgelezen bij de kiezelwierenbemonstering.

Verwerking

De gegevens zijn verzameld met grote verschillen in frequentie. Daarom is een wegingsprocedure gekozen voor de berekening van de gemiddelden. Daartoe zijn eerst de kwartaalgemiddelden berekend, waaruit weer jaargemiddelden van de NAP-niveaus per ven zijn berekend. Dat totale gemiddelde wordt korthedshalve het gemiddelde NAP-niveau genoemd. Om de getallen tussen de vennen vergelijkbaar te maken is per ven het gemiddelde NAP-niveau over de periode 1980-2022 van de oorspronkelijke waarnemingen afgetrokken. Voor de trendanalyse zijn vrijwel altijd jaargemiddelden gebruikt van hydrologische jaren (oktober – september) waarvan alle kwartaalgemiddelden beschikbaar zijn en dat van de Gerritsfles uit 1999 met drie kwartaalgemiddelden. Uit de Gerritsfles zijn voor 1997, 1998, 2002 en 2003 onvoldoende gegevens beschikbaar en voor Kliplo zijn er in 2021 onvoldoende gegevens.

5.1.2 Temperatuur

Tijdens de veldbezoeken aan de drie intensief bemonsterde vennen rond 10 februari, 10 mei, 10 augustus en 10 november van elk jaar en de veldbezoeken aan de acht overige vennen in de loop van 2022 is steeds de temperatuur gemeten tot op 0,5 °C of 0,1 °C met een vloeistofthermometer of met aan pH-, geleidbaarheids- of zuurstofmeters gekoppelde temperatuurvoelers.

5.1.3 Overige variabelen

Gegevensoverdracht

Bij het Waterschap Drents Overijsselse Delta werden gegevens opgevraagd van chemische bemonsteringen van Kliplo, Diepveen, Poort 2 en het ven in het Echtenerzand en bij het Waterschap Vallei en Veluwe van de Gerritsfles, Kempesfles en Deelense Was. Deze waterschappen besteden de analyses uit aan Aqualysis. Bij AQUON werden de in opdracht van het Waterschap 'De Dommel' verrichte analyses opgevraagd van het Achterste Goorven, Groot Huisven, Wolfspuutven en Schaapsven.

De gemeten waarden van sommige variabelen liggen vaak beneden de rapportagegrens en/of detectiegrens. De rapportagegrens is de laagste getalswaarde van een bepaling van een stof in een laboratorium die nog kwantitatief goed kan worden vastgesteld. De detectiegrens is de laagste concentratie waarbij de aanwezigheid van een bepaalde stof in het monster kan worden opgemerkt. Om een indruk te krijgen van de mate van onderschrijding van de rapportagegrens werden ook zoveel mogelijk ruwe meetgegevens van beide laboratoria opgevraagd. Die zijn echter niet altijd beschikbaar, omdat sommige apparaten de ruwe waarden niet meer rapporteren.

Bemonstering en analyse

De intensief bemonsterde vennen zijn in de verslagperiode (2019-2022), door waterschapslaboratoria ten minste elk kwartaal bemonsterd op de chemische samenstelling van het oppervlaktewater, in beginsel rond 10 februari, 10 mei, 10 augustus en 10 november van elk jaar. Bij sterke ijsvorming tijdens de winterbemonstering werd deze enkele weken tot een maand verschoven. De extensief bemonsterde vennen zijn alleen een of meerdere malen in 2022 bemonsterd.

Bij elk van de bemonsteringen werd in het veld steeds de pH, het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) en het zuurstofgehalte gemeten met daartoe geschikte apparatuur en elektroden.

Bijlage 10.1 geeft een overzicht van de door de laboratoria gehanteerde methoden en rapportagegrenzen voor de relevante variabelen. Voor vrijwel alle variabelen zijn de laboratoria geaccrediteerd door de Raad van Accreditatie.

5.1.3.1 Harmonisatie en validatie

De aangeleverde gegevens werden naar een uniform format geconverteerd, dat aansluit op de eerdere onderzoeken in deze vennen. Het belangrijkste verschil met de aangeleverde gegevens is dat de concentraties van stoffen niet in mg of μg per liter maar in $\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ worden weergegeven. In Bijlage 10.1 zijn de omrekeningsfactoren vermeld.

De concentraties van metalen in hetzelfde ven in hetzelfde jaar zijn in de aangeleverde gegevens soms in mg/l en soms in $\mu\text{g/l}$ aangegeven. Hiervoor werd gecorrigeerd. Bij het elektrisch geleidingsvermogen zijn soms decimale correcties toegepast omdat andere eenheden zijn gebruikt ($\mu\text{S/cm}$, in plaats van de aangegeven mS/m).

Voor de verwerking zijn de waarden van variabelen beneden de rapportagegrenzen omgerekend naar de helft van de rapportagegrens. De waarde van totaal-stikstof is berekend

door sommatie van de aldus omgerekende waarden van Kjeldahl-stikstof, nitriet- en nitraat-stikstof.

Verder werd 'handmatig' gecontroleerd op uitschieters (onwaarschijnlijk hoge of lage waarden in de meetreeksen), maar die waren er niet of nauwelijks.

Filtreren

Sinds enkele jaren worden metalen niet meer in ongefiltreerde monsters ('totaal') maar na filtratie (0,45 µm) bepaald ('opgelost'). In 13 monsters van Aqualysis uit de periode 2019-2022 zijn zowel de totale als opgeloste concentraties bepaald, en zijn correctiefactoren berekend om het totaal te kunnen extrapoleren uit de opgeloste hoeveelheid. Voor kalium, natrium, calcium en magnesium zijn er nauwelijks verschillen tussen de opgeloste en totale concentraties. Voor aluminium is de totale concentratie ruwweg tweemaal zo groot als de opgeloste concentratie en voor ijzer ongeveer driemaal zo groot. Voor de 18 monsters waarin alleen opgeloste metalen zijn bepaald is de totale concentratie met behulp van de correctiefactoren geschat.

In 37 monsters zijn zowel DOC (opgeloste organische koolstof) als TOC (totaal organische koolstof) bepaald. De relatie is: $DOC = 0,74 \cdot TOC + 0,86$ ($r^2 = 0,91$). Deze regressie is gebruikt voor het schatten van DOC in 27 monsters waarin alleen TOC is bepaald.

Ionenbalansen

Uit de geharmoniseerde gegevens werden ionenbalansen berekend. Indien gemeten zijn de organische anionen en de kationen aluminium en ijzer in de ionenbalans betrokken. De concentratie van organische anionen (A, in mmol m⁻³) werd uit de pH en de concentratie opgeloste organische koolstof (DOC in mg/l) berekend met de formule:

$$A = \frac{5 \times DOC}{1 + 10^{(0.96 + 0.9 \times pH - 0.039 \times pH \times pH - pH)}},$$

die is ontleend aan Sullivan e.a. (1989). De coëfficiënt 5 staat voor de ladingsdichtheid van de organische koolstof en is ontleend aan Henriksen & Seip (1980) en Brakke e.a. (1987).

De concentratie van het opgeloste aluminium is afhankelijk van de pH. Beneden pH 4 is alle aluminium opgelost (valentie = 3) ; tussen 4 en 7 is de valentie gelijk aan $7 - pH$ (Sullivan e.a. 1989)

De ionenbalansen zijn slechts berekend indien van de kationen hydronium (berekend uit de pH), ammonium, kalium, natrium, calcium en magnesium en van de anionen chloride, nitraat en sulfaat waren gemeten.

Het procentuele kationenoverschot (ksur) is berekend met de formule

$ksur = 100 \times (skat - san) / (skat + san)$, waarin skat en san respectievelijk de kationen- en de anionensom voorstellen. Volgens Stuyfzand (1989) zijn ionenbalansen met een kationenoverschot tussen -5 en +5% acceptabel. Onze ionenbalansen zijn slechts benaderingen, met name voor de organische anionen. Voor ijzer is met een waardigheid van 3 gerekend, maar ook deze is, net als voor aluminium, afhankelijk van de pH en bovendien van het zuurstofgehalte. Omdat er in onze monsters veel van deze onzekerheden zijn accepteren

we ook vaak waarden buiten de door Stuyfzand genoemde grens. Van 54 analyses met metingen van alle 14 relevante kationen en anionen ligt 40% tussen een ksur van -5 tot +5%, 22% wijkt tussen 5 en 10% af van 0, 30% heeft een afwijking tussen 10 en 20% en 8% van de waarden heeft een afwijking van meer dan 20% van 0. Dat betekent dat in wateren met een lage ionensterkte de door de laboratoria gebruikte methoden niet in alle gevallen geheel adequaat zijn.

Ionic Ratio

Als maat voor het regenwaterkarakter is de Ionic Ratio (IR) volgens Van Wirdum (1991) berekend. $IR = Ca / (Ca + Cl)$ (concentraties in $\mu\text{eq/l}$).

Acid Neutralising Capacity (zuurneutraliserend vermogen)

Als maat voor het zuurbindend vermogen is, conform internationale afspraken (Austnes et al. 2018), het zuur neutraliserend vermogen berekend als

$$ANC = Ca + Mg + Na + K - Cl - SO_4 - NO_3$$

$$ANC_{\text{Oaa}} = ANC - 3,4 \times \text{DOC}$$

(concentraties ionen in $\mu\text{eq/l}$, concentratie DOC in mg C/l^4)

Toetsen van trends

Van enkele variabelen uit de intensief bemonsterde vennen werden, ook van vroegere jaren, medianen berekend.

Van alle bemonsterde vennen werden de beschikbare gegevens over pH, sulfaat, ammonium, DOC, chloride, aluminium, ANC, ANC_{Oaa} , alkaliniteit en aluminium geclassificeerd in de jaren 1978, 1982, 1986, 1990, 1994, 1998, 2002, 2006, 2010, 2014, 2018 en 2022. Van de Drentse vennen zijn vanaf 2006 tot 2017 niet of nauwelijks DOC-gegevens verzameld. Soms zijn gegevens van een jaar vroeger of later dan het aangegeven jaar gebruikt. Tevens zijn de augustus- of novemberwaarnemingen van de genoemde jaren uit de intensief bemonsterde vennen gebruikt. Voor pH werd de veldwaarneming gebruikt. De extreem hoge chloridewaarneming van het Wolfspuutven uit 1998 (toen hier grondwater werd ingelaten) bleef buiten beschouwing. Vanwege de scheve verdeling van de waarnemingen werd een verdelingsvrije variantie-analyse voor herhaalde waarnemingen aan dezelfde objecten uitgevoerd, door middel van de Friedman-toets. Hiervoor werden enkele ontbrekende waarnemingen geschat door interpolatie. Paarsgewijze verschillen werden daarna getoetst met de Wilcoxontoets, door middel van het programma R (versie 4.2.2).

⁴ DOC = dissolved organic carbon = opgeloste organische koolstof. 3,4 in $\mu\text{eq/mg C}$ is de ladingsdichtheid van organische zuren, indien aangenomen wordt dat de totale ladingsdichtheid 10,2 $\mu\text{eq/mg C}$ en dat 1/3 van de beschikbare plekken permanent gedeprotoneerd zijn (Lydersen e.a. fide Austnes e.a. 2018).

Kwaliteit

De nutriëntenconcentraties zijn beoordeeld volgens de indelingen van Tabel 5-1. Het zal niet altijd mogelijk zijn om de beschikbare monsters goed te classificeren, daar de rapportagegrens van veel waterlaboratoria voor totaal-fosfaat met $1,29 \text{ mmol m}^{-3}$ ($0,04 \text{ mg l}^{-1} \text{ P}$) juist op de grens van de klassen (vrij) goed en goed ligt. De klassen goed en zeer goed zullen daarom vaak niet van elkaar te zijn onderscheiden.

Tabel 5-1 Indelingen in kwaliteitsklassen voor totaal-fosfaat en totaal-stikstof volgens Van der Molen e.a. (2012, 2014). De concentraties zijn zomergemiddelde waarden in mmol m^{-3} . M12: ondiepe zwak gebufferde vennen, M13: ondiepe zure vennen, M26: ondiepe zwak gebufferde hoogveenvennen

Variabele	Type	zeer goed	goed	matig	onvoldoende	slecht
Totaal P	M12, M13, M26	≤ 1	$\leq 3,2$	3,2 - 6,5	6,5 - 12,9	$> 12,9$
Totaal N	M12, M13, M26	≤ 50	≤ 143	143 - 186	186 - 271	> 271

5.2 Kwaliteit van de gegevens

In de meeste gevallen zijn steeds de voor dit onderzoek relevante variabelen bepaald: in de intensief bemonsterde vennen viermaal per jaar en in de extensief bemonsterden op of nabij de bemonsteringsdatum van de kiezelwieren. In de Drentse vennen ontbreekt tussen 2005 en 2017 echter meestal de waarde voor DOC (opgeloste organische koolstof). Zowel in de Drentse als de Veluwe vennen is totaal anorganische koolstof (TIC) nauwelijks bepaald. Dat bemoeilijkt de interpretatie van de gegevens, want anorganische koolstof kan in vennen beperkend zijn voor de plantengroei (Bloemendaal & Roelofs 1988), terwijl organische koolstof vrijkomt bij de afbraak van organisch materiaal door zwavelreductie en denitrificatie. Dat beïnvloedt ook weer de zuurstofhuishouding.

Verder liggen de concentraties van een aantal variabelen (te) vaak beneden de gehanteerde rapportagegrenzen. Dat blijkt vooral de laatste jaren, nu de concentraties van diverse variabelen sterk zijn gedaald. Tabel 5-2 geeft hiervan een overzicht.

Nitriet ligt altijd beneden de rapportagegrens, maar dat is kwantitatief niet van belang.

Koplopers bij het aantal waarnemingen beneden de rapportagegrenzen zijn verder belangrijke nutriënten en verzuringsactoren ammonium (36%) en nitraat (38%); maar ook totaal-fosfaat (46%), sulfaat (35%) en alkaliniteit (31%) liggen te vaak beneden de rapportagegrens. Hierdoor zijn veranderingen in het recente verleden en de toekomst steeds moeilijker vast te stellen.

In vergelijking met de periode 2014 – 2018 (Van Dam & Mertens 2018) zijn de rapportagegrenzen van Aqualysis van sulfaat verlaagd van 52 mmol/m^3 naar 10 mmol/m^3 wat heeft geleid tot een vermindering van het percentage waarnemingen beneden de rapportagegrens van 82 naar 27%. Bij Aquon is de rapportagegrens van alkaliniteit verlaagd van 100 mmol/m^3 naar 20 mmol/m^3 wat heeft geleid tot een vermindering van het percentage waarnemingen beneden de rapportagegrens van 87 naar 25%.

Hoewel er in de afgelopen jaren al verbeteringen zijn gerealiseerd door het verlagen van de rapportagegrenzen van een aantal variabelen, is het nog steeds noodzakelijk om drastische verlagingen van de grenzen door te voeren om toekomstige veranderingen op een zinvolle wijze te kunnen monitoren. Dit is eerder ook al geconstateerd in eerdere rapportages (Van Dam & Mertens, 2011, 2015, 2019).

Tabel 5-2 Overzicht van aantallen, gemiddelden en overschrijdingen van de rapportagegrenzen (detectiegrenzen) van geselecteerde variabelen voor de laboratoria van Aqualysis (AQL) en AQUON (AQU) voor de metingen van 2019-2022. Zie Bijlage 10.1 voor minder gebruikelijke afkortingen.

Parameter	Lab.	chl-a	BZV5	tP	kN	NH4	NO3	NO2	K	Ca	Al	SO4	Cl	alk
		µg/l	mg/l	mmol/m3										
Aantal waarnemingen	AQL	26	8	49		46	47	49	40	40	41	49	49	49
	AQN	28	28	28	19	28	28	28	28	28	28	28	28	8
	alle	54	36	77	19	74	75	77	68	68	69	77	77	57
Gemiddelden*	AQL	48	14	1.6	150	39	8	0.5	36	15	10	37	224	69
	AQN	30	4	1.3	97	44	7	0.4	34	44	14	62	213	50
	alle	39	9	1.5	124	42	8	0.4	35	30	12	49	219	59
Rapportagegrenzen	AQL	10	1	1.3	36	7	4	1	3	13	1.9	10	85	40
	AQN	3	-	0.65	14	2	2	1	3	5	0.4	31	143	20
%beneden rapportagegrens	AQL		38	71	11	50	57	100	3	33	0	27	0	37
	AQN	14	-	21	0	21	18	100	0	0	0	43	4	25
	alle	14	38	46	6	36	38	100	2	16	0	35	2	31

*waarden beneden rapportagegrens op helft daarvan gesteld

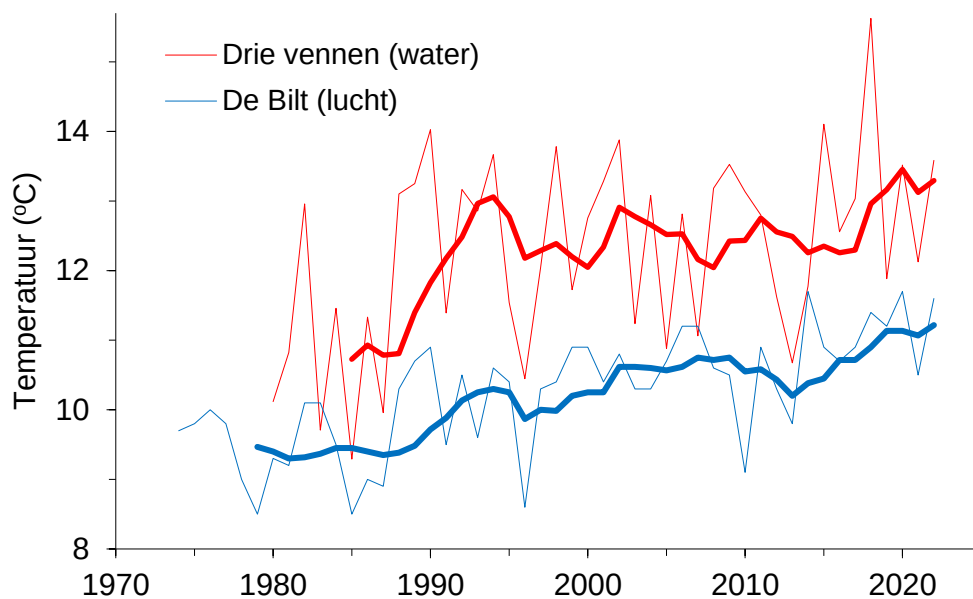
5.3 Resultaten

5.3.1 Temperatuur

De jaargemiddelden en de zesjaars voortschrijdende gemiddelden van de drie intensief bemonsterde vennen zijn uitgezet in Figuur 5-1.

De luchttemperatuur neemt vooral toe tussen 1985 en 2005 en stabiliseert daarna. De luchttemperatuur is gestegen met 1,7 °C tussen 1980 en 2022. De venwatertemperatuur neemt vooral tussen 1985 en 1995 sterk toe en blijft daarna ongeveer gelijk, hoewel er pieken waren in 2015 en 2018 ('all time high'). Hierbij moet worden bedacht dat er per ven maar vier waarnemingen per jaar (rond 10 februari, 10 mei, 10 augustus en 10 november) zijn uitgevoerd op wisselende tijdstippen van de dag en dat er soms ook waarnemingen zijn uitgevallen. De watertemperatuur is ongeveer 2 °C gestegen.

Ondanks deze beperkingen bedraagt de Pearson-correlatiecoëfficiënt tussen de jaargemiddelden van de water- en luchttemperatuur 0,60 ($p < 0,001$) en die tussen de zesjaars voortschrijdende gemiddelden is met 0,84 ($p < 0,0001$) nog veel groter. Het verschil tussen water- en luchttemperatuur bedraagt gemiddeld 2,0 °C.



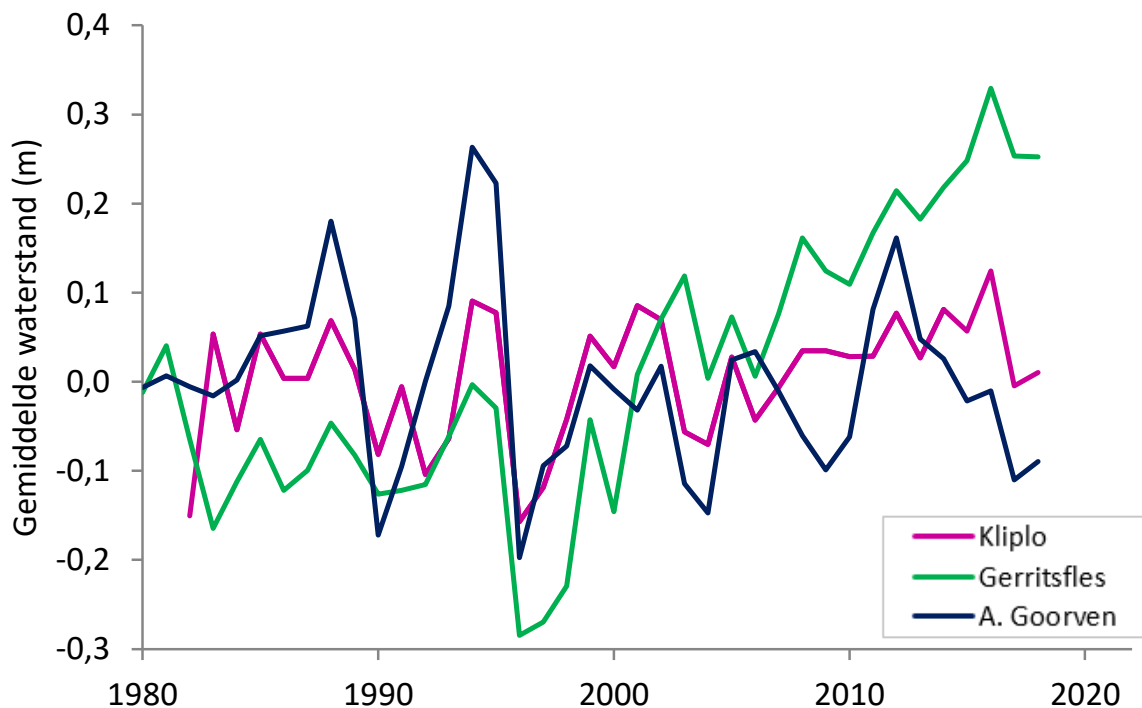
Figuur 5-1 Veranderingen van de gemiddelde jaarlijkse watertemperatuur van de drie intensief bemonsterde vennen, in vergelijking met de trend van de luchttemperatuur te De Bilt (www.knmi.nl). De dunne lijnen verbinden de jaargemiddelden en de dikke lijnen geven de zesjaars voortschrijdende gemiddelden weer.

5.3.2 Waterstand

5.3.2.1 Trends in de waterstand tussen 1979-2022

De resultaten voor de periode 1979-2022 zijn vermeld in Bijlage 10.6. In Bijlage 10.7 zijn de waterstanden grafisch weergegeven, Figuur 5-2 is een samenvatting daarvan. Enkele belangrijke daaruit berekende karakteristieken zijn vermeld in Tabel 5-3. Daarbij is de hele waarnemingsperiode gesplitst in de perioden 1980 – 1995 en 1999 – 2022. Daarvoor is gekozen omdat in 1995 het naast het Achterste Goorven gelegen Voorste Goorven wegens restauratiewerkzaamheden tijdelijk is drooggezet. Tevens is toen de afwatering van het Voorste Goorven veranderd, waardoor dat ven een constanter peil heeft gekregen. De zomer van 1996 was zeer droog, waardoor toen in alle vennen het waterpeil ver is weggezakt. Na enkele jaren was de waterstand alweer tot een min of meer normaal peil gestegen.

In alle drie de vennen ligt de amplitude rond de 30 centimeter. Tussen de twee geanalyseerde perioden bestaan geen grote verschillen. Wanneer de twee periodes met elkaar worden vergeleken, is de gemiddelde waterstand in het Achterste Goorven iets gezakt (7 cm), in Kliplo iets gestegen (4 cm) en in de Gerritsfles flink gestegen (19 cm). Vanaf 2005 is er in de Gerritsfles een stijgende trend in het waterpeil zichtbaar, die door de afgelopen droge jaren lijkt gestagneerd. Deze stijging van het waterpeil is zeer opmerkelijk en heeft mogelijk te maken met een verandering in de ondergrond. Aan de zijkant van het ven is een ijzerlaag aanwezig, die zich mogelijk uitbreidt (Schimmel & Ter Hoeve 1952; Mulder 1988). De amplitude in de Gerritsfles is echter niet veel veranderd.



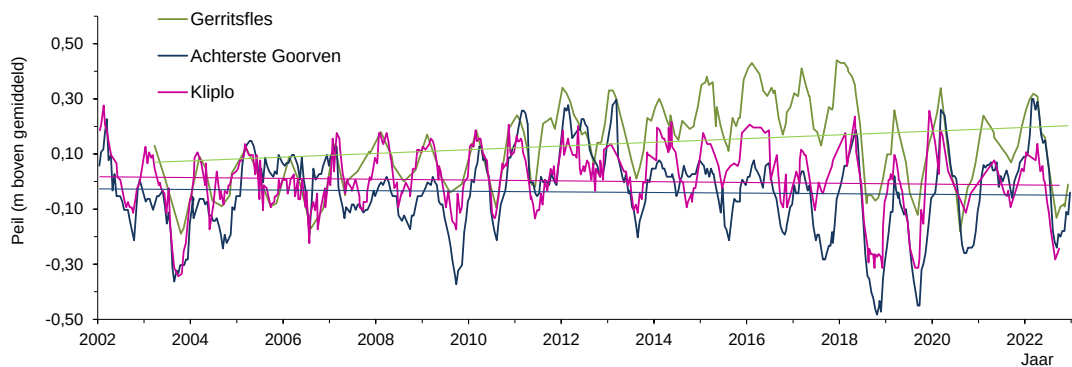
Figuur 5-2 Veranderingen van de gemiddelde jaarlijkse waterstand in de drie intensief bemonsterde vennen. Een jaar loopt van oktober van het voorafgaande jaar tot en met september van het aangegeven jaar.

Tabel 5-3 Enkele karakteristieken van het waterpeil in de drie intensief bemonsterde vennen. De product-moment-correlatie is tussen gemiddeld peil en (hydrologisch) jaar. Significanties: *** = $p < 0,001$. De referentie voor het peil is de gemiddelde waterstand in de periode 1980 – 2018.

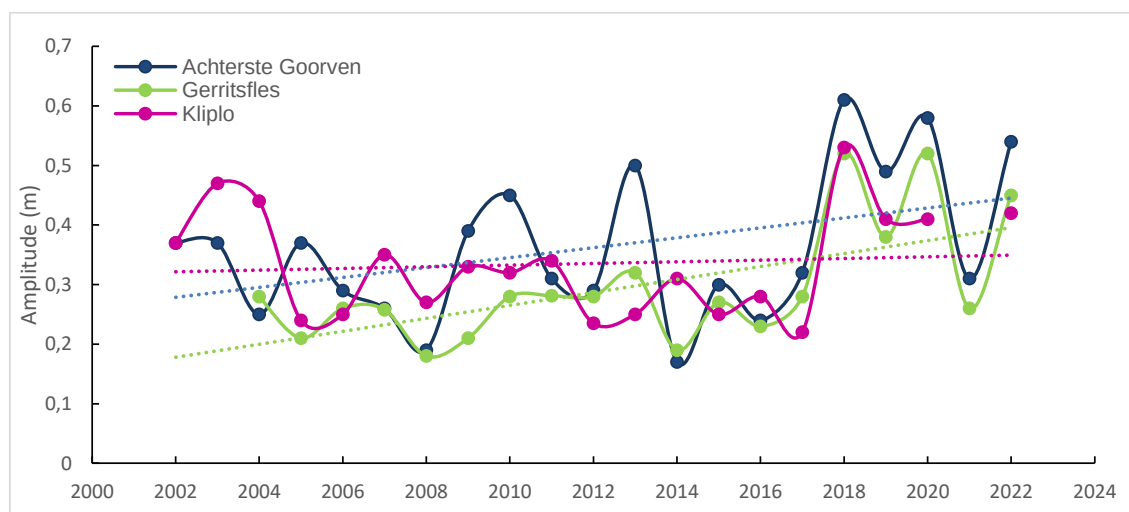
Variabele	Periode	A. Goorven	Gerritsfles	Kliplo
Gemiddeld peil (cm)	1980-1995	4	-7	-1
	1999-2018	-2	12	3
	1999-2022	-3	12	2
Amplitude (cm)	1980-1995	36	31	30
	1999-2018	32	27	32
	1999-2022	34	30	33
Product-moment-correlatie	1980-1995	0,4	-0,07	0,23
	1999-2022	-0,08	0,64	-0,18

5.3.2.2 Recente veranderingen

In alle drie de vennen zijn effecten van de afgelopen droge jaren goed zichtbaar: in 2018, 2019 en in mindere mate 2020 en 2022 zakten de waterstanden dieper weg dan normaal (Figuur 5-3). In de Gerritsfles bereikt de waterstand na de droogte in 2018 niet meer het hoge peil wat het ven hiervoor had. In het Achterste Goorven en Kliplo lopen de winterstanden wel op tot ongeveer het oude niveau. In het Achterste Goorven en de Gerritsfles is de afgelopen 20 jaar een duidelijke toename in de amplitude (Figuur 5-4). In Kliplo is deze toename gering.



Figuur 5-3 Waterstanden van de Gerritsfles, Achterste Goorven en Kliplo in de afgelopen 20 jaar (2002-2022).



Figuur 5-4 Amplitudes (verschil hoogste en laagste waterstand per hydrologisch jaar) van de drie intensief bemonsterde vennen in de afgelopen 20 jaar (2002-2022).

5.3.3 Chemische samenstelling

De chemische gegevens, zoals gerapporteerd door de laboratoria, uit de periode 2019-2022 zijn vermeld in Bijlage 10.2. De gegevens van alle beschikbare bemonsteringen sinds 1919 zijn vermeld in Bijlage 10.3. Het verloop van de mediane concentraties per jaar van een aantal chemische variabelen in de drie intensief bemonsterde vennen is uitgezet in de figuren van Bijlage 10.4. Ze zijn samengevat in de Figuren 5-15 tot en met 5-15. Voor de drie intensief onderzochte vennen zijn daartoe steeds driejaars voortschrijdende gemiddelden berekend. De periode van drie jaar komt ongeveer overeen met de verblijftijd van het water in de vennen (Van Dam 1988). Omdat de nadruk van het onderzoek op de lange termijnveranderingen ligt is het een voordeel dat de korte termijnfluctuaties hierdoor enigszins worden afgevlakt.

De mediane waarden van een aantal chemische variabelen in de vierjaarlijkse bemonsteringen van elf vennen zijn vermeld in Tabel 5-4. Het verloop van de medianen van een aantal van deze variabelen is ook weergegeven in de Figuren 5-5 tot en met 5-15. De uitslagen van de Friedmantoetsen en de post-hoc Wilcoxontoets voor de elf vennen zijn vermeld in Bijlage 10.5. De significanties zijn ook vermeld in de Figuren 5-5 tot en met 5-15.

Tabel 5-4 Mediane waarden van geselecteerde chemische variabelen in 11 vennen. Zie Bijlage 10.1 voor minder gebruikelijke afkortingen. DOC7 = 7 vennen (zonder Drenthe), DOC11 = 11 vennen.

Jaar	pHv	EC25v	DOC ⁷	DOC ¹¹	oP	tP	tN	H	NH ₄	K	Na	Ca	Mg	Al	Fe	Cl	NO ₃	NO ₂	SO ₄	alk	IR	tN/tP
-	-	mS/m	mmol m ⁻³																			
1978	4,3	10,0	313	333	0,2			59	34	28	315	75	68	15	8	388	5	0	229	-20	0,31	
1982	4,5	8,7	516	866	0,2			31	34	46	261	50	37	8	18	339	4	0	135	0	0,20	
1986	4,3	7,4	866	916	0,1			12	78	38	239	52	29	7	8	282	1	0	104	33	0,22	
1990	4,2	8,4	566	566	0,2	0,2		25	39	38	283	45	37	6	8	336	2	0	104	8	0,19	
1994	4,9	4,9	1332	1191	0,1	0,6		12	12	45	191	27	25	3	14	248	2	0	51	66	0,20	
1998	5,0	4,7	475	895	0,2	1,0	123	29	21	18	182	23	24	5	6	231	4	1	83	49	0,20	
2002	5,2	5,2	1091	916	0,2	1,5	104	2	4	21	170	20	22	4	13	197	4	0	26	41	0,17	80
2006	5,5	5,0	1366	-	0,2	2,3	131	3	6	17	217	25	29	3	10	248	2	0	26	41	0,18	60
2010	5,4	3,5	1082	-	0,2	1,6	95	4	4	21	177	21	25	5	8	169	2	1	42	55	0,19	51
2014	5,3	3,5	841	-	0,2	1,6	87	5	5	17	159	17	21	5	9	152	2	1	26	50	0,15	57
2018	5,5	4,7	1116	1059	0,2	2,6	113	4	4	33	170	16	23	6	11	189	1	2	26	50	0,15	56
2022	5,2	4,2	947	947	0,16	0,7	136	7,1	14	20	190	19	26	6	21	249	4	0	16	60	0,13	75

Veel relaties tussen de variabelen en het bemonsteringsjaar zijn niet lineair. Het ontbreken van een significante correlatie zegt daarom niet altijd iets over de afwezigheid van een trend. Een significante correlatie is wel een aanwijzing voor de aanwezigheid van een trend.

De belangrijkste veranderingen in de waterchemie zijn samengevat in Tabel 5-5, samen met gegevens van enkele buitenlandse overzichtspublicaties. Deze worden bij de beschrijvingen van de afzonderlijke variabelen besproken. Met het jaar 1980 wordt steeds de combinatie van de jaren 1978 en 1982 bedoeld en met 2020 de combinatie van de jaren 2018 en 2022.

De combinaties zijn gekozen om het effect van extremen iets te verminderen. De tabel komt vrijwel overeen met Tabel 6 in Van Dam & Mertens (2015). Na 2015 zijn nauwelijks geschikte overzichtspublicaties- of rapporten verschenen, met uitzondering van Austnes e.a. (2018), maar daarin staan geen gegevens die een goede aanvulling zijn op Tabel 5-5.

De verzuringstoestand van de onderzochte Nederlandse vennen anno 2014 wordt in Tabel 5-6 vergeleken met die van verzuringsgevoelige Europese wateren. Hoewel de data door de manier van selecteren in de verschillende landen niet geheel vergelijkbaar zijn, blijkt duidelijk dat de Nederlandse vennen koplopers in verzuring zijn (hoog percentage locaties beneden de kritische grenzen voor ANC en pH), wat deels ook het gevolg is van het huidige hoge gehalte humuszuren in de vennen (DOC). Verderop worden details over het verloop van DOC gegeven.

Tabel 5-5 Veranderingen in enkele chemische variabelen van de onderzochte vennen en buitenlandse verzuringsgevoelige meren, gebaseerd op medianen. In de vennen gaat het om de gemeten sulfaatconcentraties, in de buitenlandse meren om niet-marien sulfaat. Grijs gedrukte waarden zijn onzeker wegens te hoge rapportagegrenzen.

Gebied	Periode	Locaties	Veranderingen per jaar (mmol m ⁻³)						Veranderingen hele periode (%)					Bron ^c
			SO ₄ ⁼	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	H ⁺	Alk ^b	DOC ^e	SO ₄ ⁼	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	H ⁺	DOC	
Nederland	1980-2020 ^d	11	-4,6	-0,6	-0,08	-0,6	1,875	10	-90	-73	-64	-83	168	1
Nederland	1990-2020	11	-2,0	-1,1	-0,01	-0,7	1,3	16	-61	-91	-11	-84	91	1
West-Duitsland	1990-2008	6	-1,9		0,13		0,5	4	-31		5	-69	22	2
Zuid-Zweden	1985-2010	32	-2,9		0,08				-66		40			3
Zuid-Scandinavië ^a	1990-2008	13	-2,3		-0,04		0,5	7	-59		-19	-23	35	2
Schotland	1985-2010	42	-1,6		-0,28				-73		-47			3
Verenigd Koninkrijk	1990-2008	6	-0,6		-0,09		0,3	9	-48		-12	-51	113	2

^aZuid-Noorwegen, Zuid-Zweden, Zuid-Finland, ^bAlkaliniteit, ^c 1 dit onderzoek, 2 Garmo e.a. (2014), 3 Helliwell e.a. (2014)

^d1980 is medianen van waarden uit 1978 en 1982, 2020 is medianen van waarden uit 2018 en 2020

Tabel 5-6 Samenvatting van de resultaten van onderzoek naar de huidige verzuringstoestand van Europese meren, beken en rivieren. Percentages van de locaties met waarden beneden kritische grenzen voor Acid Neutralizing Capacity, pH en Dissolved Organic Carbon (Austnes e.a. 2018).

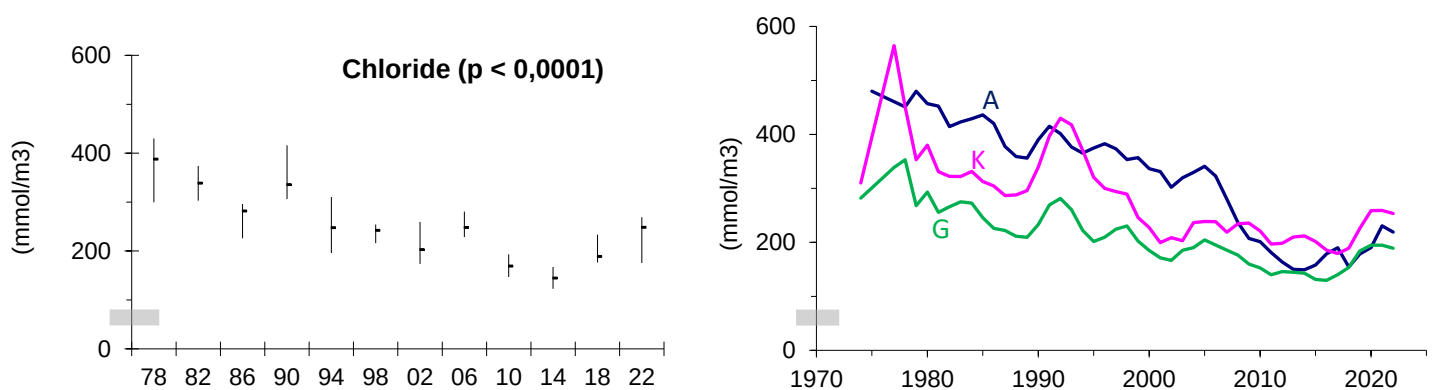
Land	Watertypen	Aantal	ANC	pH	DOC
		locaties	% < 20 meq/m ³	% < 5,6	% > 500 mmol/m ³
Duitsland	beken	15-19	16	32	33
Finland	bosmeertjes	18	22	22	22
Ierland	meertjes	92	7	27	49
Italië	(sub)alpiene meertjes	31	3	0	0
Nederland	vennen	7-11	45	82	86
Noorwegen	meren, beken, rivieren	230	33	35	19
Polen	beken, meertjes	4-21	8	5	0
Tsjechië	beken, kaarmeren	20	30	50	50
Verenigd Koninkrijk	meren, beken	118-157	39	53	64
Zweden	meren, beken	146	1	16	75
Zwitserland	alpenmeren	52	25	2	0
Totaal/gemiddeld		733-797	21	29	36

5.3.3.1 Chloride

Chloride is een biologisch vrijwel inert element en kan daarom goed worden gebruikt om uitspraken te doen over de herkomst van het water. De onderzochte vennen worden voor het merendeel uitsluitend door regenwater gevoed. Het is daarom ook niet verwonderlijk dat de veranderingen in de concentraties van het venwater (Figuur 5-5) goed overeenkomen met die in de neerslag (Figuur 4-4). Aan de daling van de chlorideconcentraties, zoals die al in eerdere rapportages werd geconstateerd, lijkt sinds 2010 een einde te zijn gekomen, parallel met de veranderingen van de concentraties in het regenwater. De concentraties van de verschillende vennen zijn ook onderling steeds minder gaan verschillen. De jaarlijkse afname van de mediane concentraties tussen 1978 en 2018 bedraagt 3 mmol m^{-3} , van 381 mol m^{-3} in 1978 naar 249 mmol m^{-3} in 2022.

In de periode tussen 2019 en 2022 valt het op dat de chloridedepositie voor het eerst niet parallel loopt met de concentraties chloride in de vennen. Deze afwijking is hoogstwaarschijnlijk toe te schrijven aan een opeenvolging van (zeer) droge jaren, wat heeft geleid tot aanzienlijke verdamping en een daaropvolgende stijging van de chlorideconcentraties in de vennen.

In hun geheel zijn de veranderingen in de loop der tijd zeer significant (Friedmantoets: $p < 0,0001$). Ook de verschillen tussen de verschillende jaren zijn over het algemeen significant (Bijlage 10.5). De piek van de concentraties in 1990 en 1991 valt samen met een droge zomer en een piek in de concentraties van de neerslag (Figuur 4-4). De pieken van Gerritsfles en Kliplo in 1977 zijn naweeën van de uiterst droge zomer van 1976.



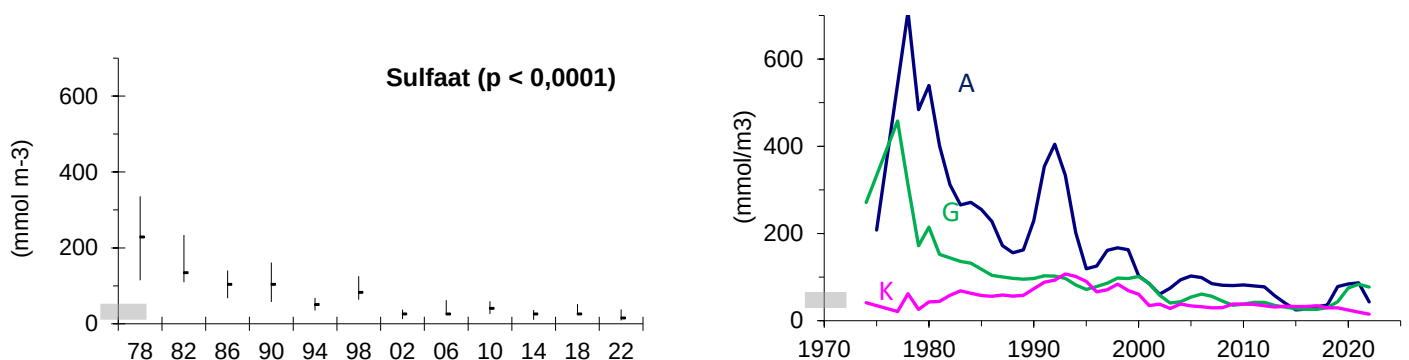
Figuur 5-5 Links: veranderingen van de mediane waarden van de chlorideconcentraties in 11 vennen. De verticale lijnen verbinden de 25- met de 75-percentielwaarden. Rechts: veranderingen van de driejaars voortschrijdende gemiddelden van de chlorideconcentraties in de intensief bemonsterde vennen Achterste Goorven (A), Gerritsfles (G) en Kliplo (K). p geeft de mate van significantie van de veranderingen aan (zeer significant, Friedmantoets: $p < 0,0001$). De grijze blokjes indiceren de rapportagegrens.

5.3.3.2 Sulfaat

Luchtverontreiniging door emissies van zwaveloxiden en de omzettingsproducten daarvan, zoals zwavelzuur, werd in de zeventiger jaren van de vorige eeuw herkend als oorzaak van verzuring van Scandinavische meren (Almer e.a. 1978). Anders dan chloride zijn zwavelverbindingen in hoge mate chemisch en biologisch actief. Door zwavelreducerende bacteriën wordt sulfaat omgezet in sulfiden, die in de bovenste bodemlagen worden opgeslagen. In zeer droge zomers wordt een deel van de venbodem blootgesteld aan de lucht en oxideren de sulfiden weer. Als het ven zich weer vult veroorzaakt dit herverzuring. Deze dynamiek kan verklaren waarom sommige vennen na de recente droge zomers weer zuurder zijn geworden (Figuur 5-8). Het sulfaatiniveau is gestegen in Gerritsfles en Achterste Goorven, terwijl Kliplo de afgelopen jaren geen piek in sulfaatgehalte vertoont, wellicht omdat dit ven het minst droogvalt.

De mediane concentraties van sulfaat in de elf vennen zijn zeer significant (Friedmantoets: $p < 0,0001$) afgenomen van 229 mmol m^{-3} in 1978 tot 16 mmol m^{-3} in 2022 (Figuur 5-6). Dat is een afname van 93% ($5,0 \text{ mmol m}^{-3} \text{ j}^{-1}$). Vanaf 1990 is de afnamesnelheid $2,8 \text{ mmol m}^{-3} \text{ j}^{-1}$, wat in overeenstemming is met die van meren in Zuid-Scandinavië en Zuid-Zweden (Tabel 5-5). In de buitenlandse meren gaat het om niet-marien sulfaat. In de Nederlandse vennen is het aandeel van niet-marien sulfaat moeilijk vast te stellen, door de sterk veranderende chlorideconcentraties en de sterke interactie tussen bodem en water.

Na 2002 zijn er geen grote veranderingen meer. Zo die er al zijn ontsnappen deze aan de waarneming, door de in verhouding (te) hoge rapportagegrens voor sulfaat. De drie intensief onderzochte vennen zijn geselecteerd op grond van de grote verschillen in de sulfaatconcentraties bij aanvang van het onderzoek. De verschillen tussen de vennen hangen o.a. samen met de morfometrie en de daarmee samenhangende verblijftijd van het water (Van Dam 1988).



Figuur 5-6 Links: veranderingen van de mediane waarden van sulfaatconcentraties in 11 vennen. De verticale lijnen verbinden de 25- met de 75-percentielwaarden. Rechts: veranderingen van de driejaars voortschrijdende gemiddelden van de sulfaatconcentraties in de intensief bemonsterde vennen Achterste Goorven (A), Gerritsfles (G) en Kliplo (K). p geeft de mate van significantie van de veranderingen aan (zeer significant, Friedmantoets: $p < 0,0001$). De grijze blokjes indiceren de rapportagegrens.

In zeer droge zomers, zoals 1976, 1990, 1996, 2003 en 2009, viel een groot deel van het Achterste Goorven droog, waardoor de in het sediment opgeslagen gereduceerde zwavelverbindingen tot sulfaat oxideerden en weer in de waterlaag terecht kwamen. Dit werd vervolgens uit het ven afgevoerd met het winterse neerslagoverschot, waardoor de pieken na de droge zomers steeds lager werden. Na de droge zomer van 2009 was er helemaal geen piek meer. De gevolgen van de zeer droge zomer van 2018 zijn waar te nemen in een lichte toename in de driejaars-voortschrijdende gemiddelde sulfaatconcentraties in de Gerritsfles en het Achterste Goorven, maar niet in Kliplo, wat in overeenstemming is met de morfometrie van de vennen.

In de Gerritsfles is er na het record droge jaar 1976 weliswaar een piek, maar verloopt de afname van sulfaat meer monotoon dan in het A. Goorven. In Kliplo zijn de oevers in verhouding steil waardoor de bodem nauwelijks droogvalt. Dit geeft een ander verloop van de sulfaatconcentratie. Er is sprake van een – in verhouding – laag maximum (ca 100 mmol m⁻³) in de vroege jaren negentig en daarna is er een significante afname tot waarden beneden de detectielimiet (52 mmol m⁻³).

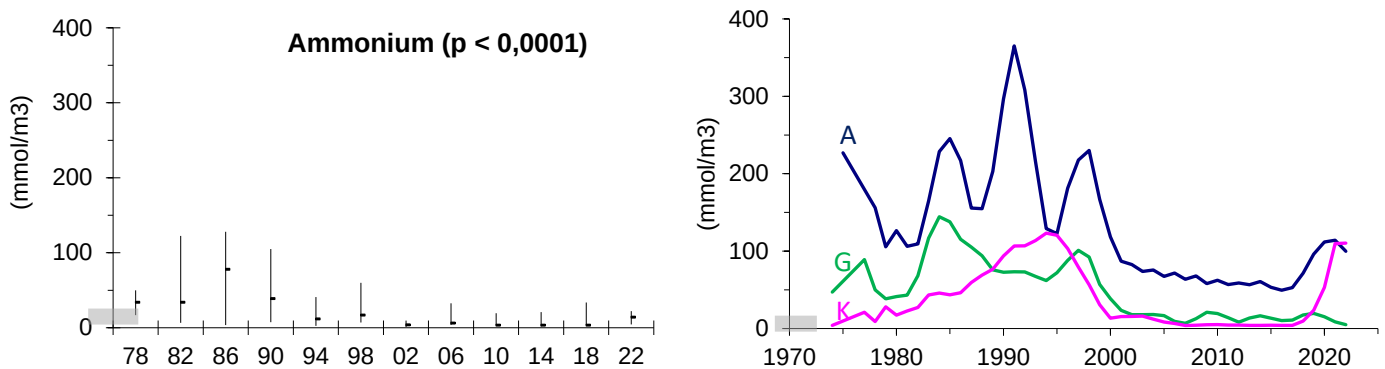
De lage sulfaatconcentraties in de laatste 20 jaar zijn niet alleen het gevolg van de sterke vermindering van de atmosferische depositie (Figuur 4-4), maar ook van sulfaatreductie, die dankzij de toegenomen pH, alkaliniteit en temperatuur in de loop der tijd steeds beter verloopt. Daarbij wordt ook weer alkaliniteit geproduceerd, zodat er sprake is van positieve terugkoppeling.

5.3.3.3 *Anorganisch stikstof*

Bij de evaluatie van het verzuringsbeleid bleek dat niet alleen zwavelverbindingen, maar ook anorganische stikstofverbindingen, in het bijzonder ammoniak en ammonium uit de intensieve veehouderij belangrijke oorzaken zijn van de verzuring van oppervlaktewateren (Manuel e.a. 1984). Nog sterker dan zwavelverbindingen zijn stikstofverbindingen biologisch actief, omdat stikstof een essentiële bouwstof is van organismen. Ammonium wordt door bacteriën in zuurstofrijke omgeving omgezet in nitraat, waarbij (verzurende) protonen vrijkomen. Nitraat kan in zuurstofarme omgeving worden omgezet in vrije stikstof, waarbij weer protonen worden opgenomen (denitrificatie).

Tussen de concentraties van ammoniumstikstof in de verschillende jaren zijn significante verschillen (Figuur 5-7) waargenomen. In 1978 was de mediane concentratie 34 mmol m⁻³. Vooral in de jaren 1982, 1986 en 1990 zijn de concentraties vaak hoog, ongeveer overeenkomend met het patroon in de drie intensief bemonsterde vennen. Daarna is er een sterke afname tot waarden beneden de 14 mmol m⁻³, beneden de rapportagegrens. Dat is van 1978 tot 2022 gemiddeld een afname van 0,5 mmol m⁻³ j⁻¹. De verschillen tussen de vennen zijn echter zeer groot. Tussen 2002 en 2018 zijn er geen grote veranderingen. Eventuele veranderingen na 2002 ontsnappen aan waarneming, door de in verhouding hoge rapportagegrens. Echter, worden tussen 2019 en 2021 in Kliplo ammoniumwaarden gemeten die vergelijkbaar zijn met die van 1995.

Rond 1980 was anorganische stikstof voor bijna 90% aanwezig als ammonium. Er zijn niet veel vergelijkbare getallen uit het buitenland, waar stikstof in verzuringsgevoelige wateren vooral als nitraat aanwezig is en geen duidelijke afname laat zien (Tabel 5-5). In deze tabel zijn de waarden van nitraat voor Nederland grijs gedrukt, omdat ze door de hoge rapportagegrenzen zeer onzeker zijn.



Figuur 5-7 Links: veranderingen van de ammoniumconcentraties in 11 vennen. De verticale lijnen verbinden de 25- met de 75-percentielwaarden. Rechts: veranderingen van de driejaars voortschrijdende gemiddelden van de ammoniumconcentraties in de intensief bemonsterde vennen Achterste Goorven (A), Gerritsfles (G) en Kliplo (K). p geeft de mate van significantie van de veranderingen aan (zeer significant, Friedmantoets: $p < 0,0001$). De grijze blokjes indiceren de rapportagegrens.

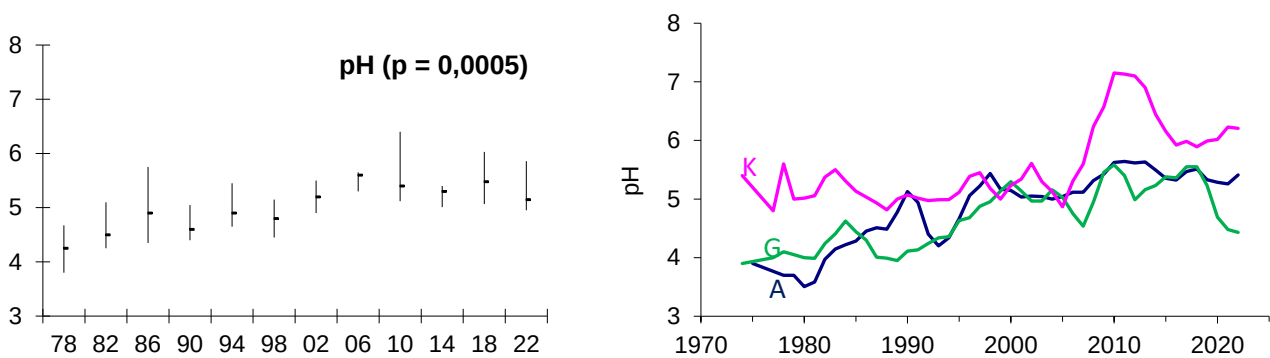
In de drie intensief onderzochte vennen bereiken de ammoniumconcentraties maximale waarden ongeveer halverwege de onderzoeksperiode; de Gerritsfles iets eerder en Kliplo iets later. Er is geen lineaire trend waarneembaar. Sinds 2000 blijft het ammoniumniveau op een laag peil. Pas in 2019 is er een aanzienlijke stijging van de waarden in zowel Kliplo als het Achterste Goorven te zien. De stijging van ammonium in A. Goorven en Kliplo sinds 2019 valt op. Het blijft echter nog enkele jaren afwachten hoe deze trend zich verder ontwikkelt. Deze toename zou wellicht een aanleiding kunnen zijn voor fluctuaties, vergelijkbaar met welke eerder zijn waargenomen in A. Goorven tussen 1980 en 2000.

In Kliplo en Gerritsfles blijven de concentraties de laatste jaren heel vaak beneden de rapportagegrens. Echter, sinds 2019 overschrijden de waarden in Kliplo aanzienlijk de rapportagegrens. De concentraties in het Achterste Goorven vertonen pieken en dalen, die ongeveer samenvallen met die van sulfaat, die het gevolg is van de peilfluctuaties. Kennelijk wordt ook ammonium gemobiliseerd na perioden van droogte, als gevolg van een versterkte mineralisatie van de in het sediment opgeslagen voorraad organisch gebonden stikstof. De ammoniumconcentraties in Kliplo en het Achterste Goorven kunnen tussen 2019 en 2021 mogelijk zijn gestegen als gevolg van een stijging van de watertemperatuur (Figuur 5-1).

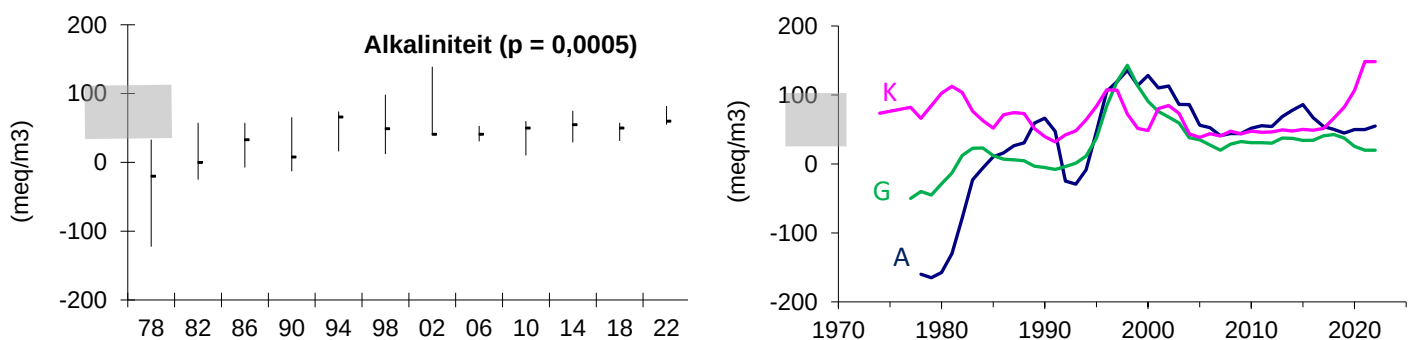
Voor 1919 waren de fluctuaties in Kliplo anders dan in de andere twee vennen: na een stijging tot 1993 is er een snelle daling, totdat vanaf 2002 heel vaak waarden beneden de rapportagegrens worden vastgesteld. De snelle daling gaat deels samen met een stijging van de pH, die een stimulerend effect heeft op de denitrificatie. Als gevolg van de grote biologische activiteit van ammonium dalen de concentraties daarvan in het ven veel sneller dan in de neerslag (zie Figuur 4-4 en Figuur 5-7 voor een vergelijking).

5.3.3.4 Zuurgraad en zuurbindend vermogen (alkaliniteit), ANC

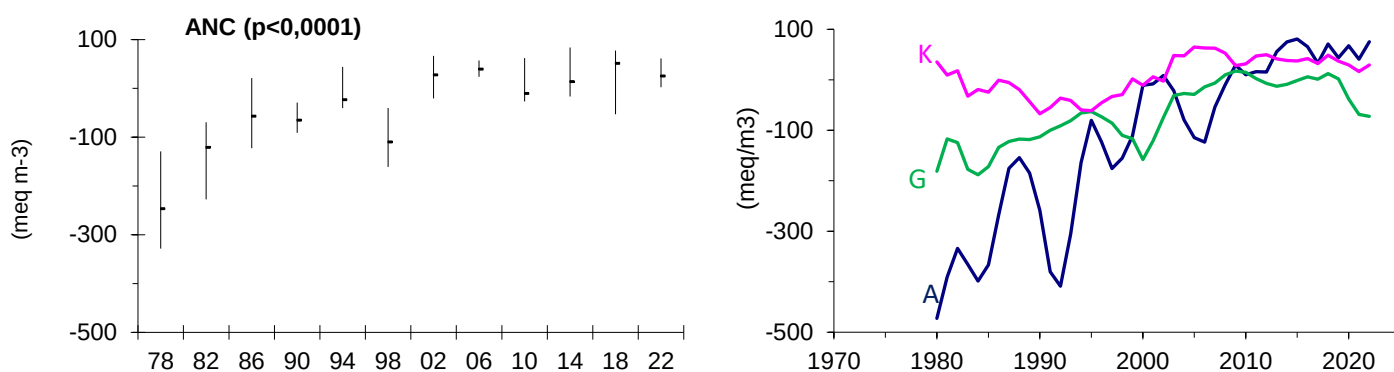
Een van de eerste gevolgen van de verzuring van oppervlaktewateren is een toename van de zuurgraad, ofwel een daling van de pH. Op het hoogtepunt van de verzuring (rond 1980) was deze in vennen zeer laag; de mediaan was 4,5, maar waarden rond 3,7 waren zeer gewoon. Door de afname van verzurende depositie is de mediane pH zeer significant ($p = 0,003$) gestegen van 4,3 in 1978 tot 5,2 in 2022 (Figuur 5-8, Bijlage 10.5). De protonenconcentratie is daardoor met 83% afgenomen, wat aanzienlijk meer is dan in buitenlandse verzuringsgevoelige meren (Tabel 5-5).



Figuur 5-8 Links: veranderingen van de zuurgraad in 11 vennen. De verticale lijnen verbinden de 25- met de 75-percentielwaarden. Rechts: veranderingen van de driejaars voortschrijdende gemiddelden van de zuurgraad in de intensief bemonsterde vennen Achterste Goorven (A), Gerritsfles (G) en Kliplo (K). p geeft de mate van significantie van de veranderingen aan (zeer significant, Friedmantoets: $p < 0,0005$). De grijze blokjes indiceren de rapportagegrens.



Figuur 5-9 Links: veranderingen van de alkaliniteit in 11 vennen. De verticale lijnen verbinden de 25- met de 75-percentielwaarden. Rechts: veranderingen van de driejaars voortschrijdende gemiddelden van de alkaliniteit in de intensief bemonsterde vennen Achterste Goorven (A), Gerritsfles (G) en Kliplo (K). p geeft de mate van significantie van de veranderingen aan (zeer significant, Friedmantoets: $p < 0,0005$). De grijze blokjes indiceren de rapportagegrens.



Figuur 5-10 Links: veranderingen van de acid neutralizing capacity in 11 vennen. De verticale lijnen verbinden de 25- met de 75-percentielwaarden. Rechts: veranderingen van de driejaars voortschrijdende gemiddelden van de acid neutralizing capacity in de intensief bemonsterde vennen Achterste Goorven (A), Gerritsfles (G) en Kliplo (K). p geeft de mate van significantie van de veranderingen aan (zeer significant, Friedmantoets: $p < 0,0001$). De grijze blokjes indiceren de rapportagegrens.

In de Gerritsfles vertoont de stijging van de pH een relatief geleidelijk verloop, maar na 2018 is er een aanzienlijke daling van de pH waarneembaar. In het Achterste Goorven is er over het geheel genomen een grote toename van de pH, maar de stijging is niet monotoon. Na zeer droge zomers komt er veel zwavelzuur uit de bodem vrij, wat leidt tot een tijdelijke daling van de pH. In Kliplo is de pH met waarden tussen 4,5 en 5,5 lange tijd stabiel geweest, maar vanaf de zeer warme zomer van 2006 (Figuur 4-1) is de pH hier plotseling gestegen, een mogelijk gevolg van de interne eutrofiëring van dit plasje door zwavelaccumulatie in de bodem (Van Dam & Mertens 2014).

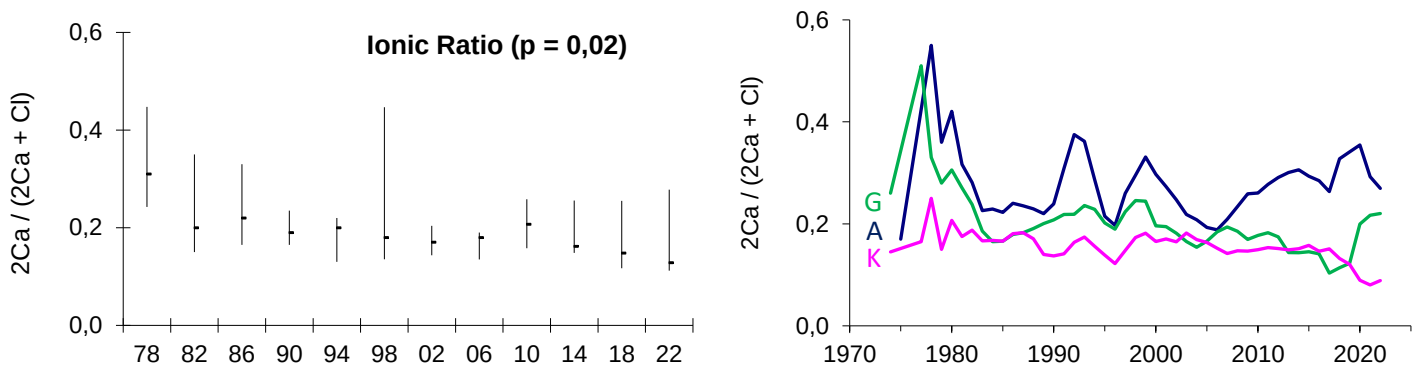
De toename van sterke (stabiele) anionen, zoals sulfaat en nitraat, door atmosferische depositie, veroorzaakt een afname van zwakke anionen, zoals bicarbonaat en in mindere mate organische zuurresten, die zorgen voor het zuurbindend vermogen (alkaliniteit). In de meeste gevallen wordt dit in het laboratorium bepaald door titratie van het monster met verdund zoutzuur tot het omslagpunt van methylooranje (rond pH 4,4). In de monsters van vóór 1995 was de pH vaak lager dan 4,4 en is de aciditeit (negatieve alkaliniteit) bepaald door titratie met verdund natronloog tot pH $\sim 4,4$. In latere monsteranalyses is geen negatieve alkaliniteit vastgesteld; alleen de alkaliniteit is bepaald, waarbij gebruik is gemaakt van een vrij hoge rapportagegrens. Hierdoor zijn eventuele veranderingen van de alkaliniteit vanaf 1995 niet altijd goed herkenbaar.

De mediane alkaliniteit is tussen 1978 en 2022 gestegen van -20 tot 60 meq m^{-3} , overeenkomend met $1,8 \text{ meq m}^{-3} \text{ j}^{-1}$, wat hoger is dan in buitenlandse verzuringsgevoelige meren (Tabel 5-5). Deze snelheid wordt echter wellicht overschat door de hoge rapportagegrens (Figuur 5-9). De ANC (Figuur 5-10) is een robuustere maat voor het bufferend vermogen dan de alkaliniteit. Deze is van 1978 tot 2022 gestegen van -247 tot 25 meq m^{-3} , overeenkomend met $6 \text{ meq m}^{-3} \text{ j}^{-1}$, wat hoger is dan in buitenlandse verzuringsgevoelige meren. Vooral na jaren met lage waterstanden als 1990, 1996 en 2003 daalt de ANC, vooral in het Achterste Goorven. De lage mediaan in alle vennen in 1998 is waarschijnlijk de nasleep van de droogte van 1996.

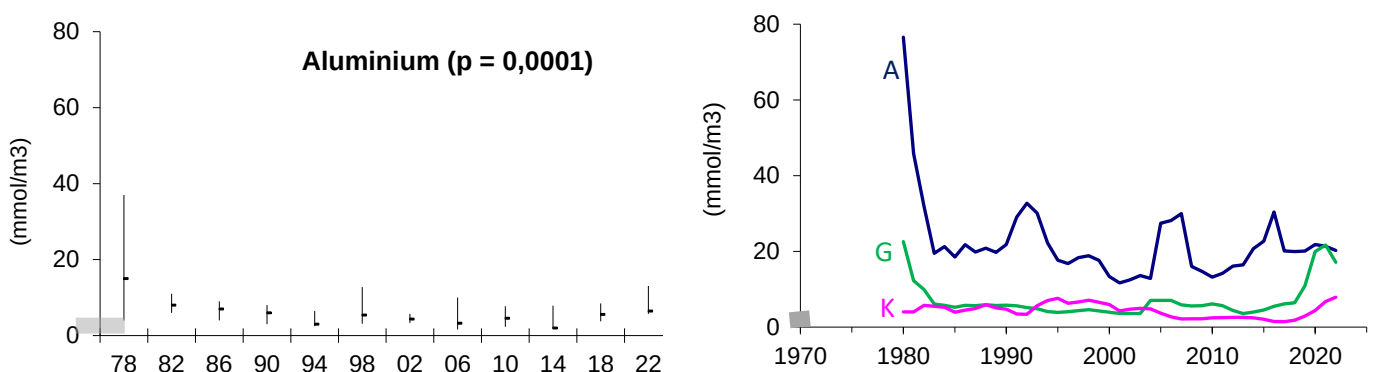
5.3.3.5 Metalen

Bij lage pH-waarden worden metalen, zoals calcium, magnesium en aluminium uit het bodemmateriaal opgelost. Hierdoor neemt de Ionic Ratio (IR) toe. Bij afnemende verzuring neemt de IR weer af, zoals blijkt uit Figuur 5-11. Opmerkelijk zijn de uitschieters in 1998. Wellicht is dat nog na-ijlen van de zeer droge zomer van 1996. De vennen met hoge IR-waarden zijn Deelse Was, Groot Huisven en Kempesfles. Deze vennen hebben relatief vlakke oevers en komen daardoor sneller droog te liggen.

Belangrijk is ook aluminium. Bij lage pH-waarden lost dit toxische metaal gemakkelijk op en kan al negatieve effecten hebben op verschillende groepen van waterorganismen bij concentraties in het bereik van 1-10 mmol m⁻³ (Butcher 1988) en dat zijn de concentraties die ook voorkomen in de onderzochte vennen (Figuur 5-12). Met name bij de lage pH-waarden rond 1980 waren de concentraties hoog, vooral in het Achterste Goorven. Sinds 2018 vertoont de Gerritsfles een aanzienlijke daling van de pH, hetgeen kan resulteren in een verhoogde concentratie van aluminium in het ven, zoals te zien is in Figuur 5-12.



Figuur 5-11 Links: veranderingen van de Ionic Ratio (IR) in 11 vennen. De verticale lijnen verbinden de 25- met de 75-percentielwaarden. Rechts: veranderingen van de driejaars voortschrijdende gemiddelden van de Ionic Ratio (IR) in de intensief bemonsterde vennen Achterste Goorven (A), Gerritsfles (G) en Kliplo (K). p geeft de mate van significantie van de veranderingen aan (significant, Friedmantoets: $p = 0,02$). De grijze blokjes indiceren de rapportagegrens.



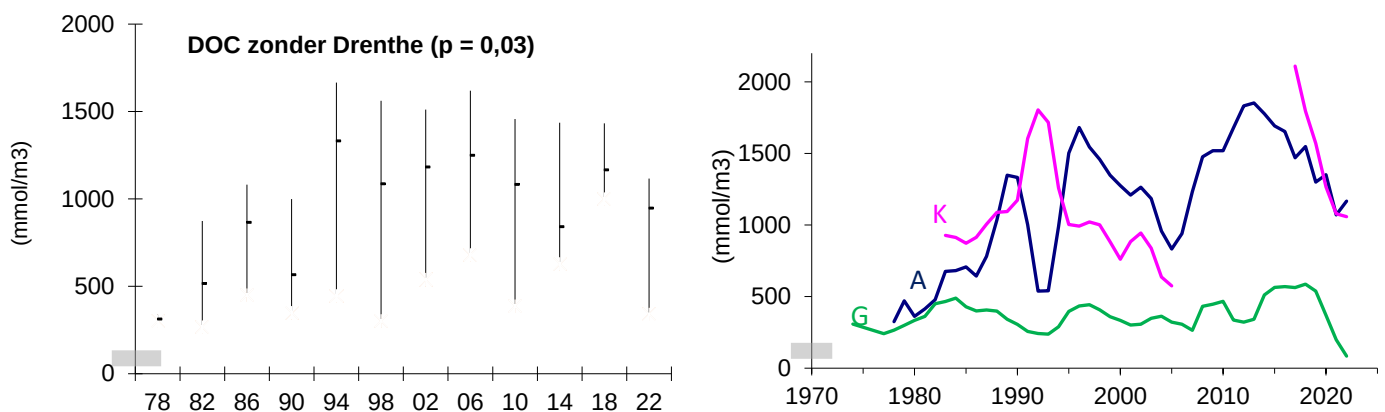
Figuur 5-12 Links: veranderingen van de totale concentraties van aluminium in 11 vennen. De verticale lijnen verbinden de 25- met de 75-percentielwaarden. Rechts: veranderingen van de driejaars voortschrijdende gemiddelden van de aluminiumconcentratie in de intensief bemonsterde vennen Achterste Goorven (A), Gerritsfles (G) en Kliplo (K). p geeft de mate van significantie van de veranderingen aan (significant, Friedmantoets: $p = 0,02$). De grijze blokjes indiceren de rapportagegrens.

5.3.3.6 Opgeloste organische koolstof (DOC) en kleur

In Nederland is DOC (voornamelijk bepaald door het gehalte aan humusverbindingen) nauwelijks opgenomen in routinematige meetnetten voor de waterkwaliteit. Dit ten onrechte want een hoog DOC betekent vaak een verminderde lichthoeveelheid voor waterplanten. Daarnaast vormt DOC complexen met metalen en bepaalt daarmee de beschikbaarheid en toxiciteit van zware metalen (Verschoor 2013). In het International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring Effects of Air Pollution on Rivers and Lakes (ICP Waters) wordt DOC dan ook als een sleutelvariabele in verband met verzuring en klimaatverandering beschouwd (Austnes e.a. 2018; De Wit e.a. 2021).

De concentratie van opgeloste organische koolstof (DOC) in de onderzochte vennen is laag in periodes met hoge sulfaatconcentraties en lage pH, door precipitatie van humusverbindingen met aluminium, dat bij lage pH in oplossing komt (Figuur 5-8; Figuur 5-12). Ook ontkleurt het water hierdoor (Steinberg & Kühnel 1987). De variatie tussen de vennen in het gehalte aan opgeloste organische koolstof (DOC = dissolved organic carbon) is zeer groot.

De mediane DOC- concentratie in de zeven vennen is significant ($p = 0,03$) toegenomen van 333 mmol m^{-3} in 1978 tot 947 mmol m^{-3} in 2022 ($14 \text{ mmol m}^{-3} \text{ j}^{-1}$) (Figuur 5-13), wat aanzienlijk meer is dan in buitenlandse verzuringsgevoelige meren (Tabel 5-5). In deze berekening zijn de Drentse vennen niet meegenomen, omdat hier tussen 2002 en 2014 de DOC niet gemeten is. De toename heeft vooral plaatsgehad tussen 1990 en 1994. De toename van DOC wijst op een toename van de afbraak van organisch materiaal, o.a. door afgenomen zuurgraad als gevolg van sulfaatreductie en denitrificatie. Klimaatverandering kan hierbij ook een grote rol spelen. De watertemperatuur stijgt, waardoor de afbraak van organisch materiaal versneld. Bovendien kan de toename van neerslag als gevolg van klimaatverandering bijdragen aan een toename van DOC doordat er hierdoor meer organisch koolstof naar de vennen kan worden aangevoerd (de Wit et al. 2016). De laatste jaren is de concentratie DOC aanzienlijk afgenomen in zowel het Achterste Goorven, de Gerritsfles en Kliplo. Het is mogelijk dat de opeenvolging van enkele droge jaren, met in het bijzonder het uitzonderlijk droge jaar 2018, heeft bijgedragen aan een afname van de microbiële afbraak. Ook kan de toename van aluminium in Gerritsfles en Kliplo een rol spelen in de afname van DOC. De komende jaren zal duidelijk worden of deze trend zich zal voortzetten of niet.



Figuur 5-13 Links: veranderingen van de concentraties opgeloste organische koolstof (DOC) in de 3 Veluwe en 4 Brabantse vennen en voor de drie intensief bemonsterde vennen afzonderlijk. De verticale lijnen verbinden de 25- met de 75-percentielwaarden. Rechts: veranderingen van de driejaars voortschrijdende gemiddelden van de de concentraties opgeloste organische koolstof (DOC) in de intensief bemonsterde vennen Achterste Goorven (A), Gerritsfles (G) en Kliplo (K). p geeft de mate van significantie van de veranderingen aan (significant, Friedmantoets: $p = 0,03$). De grijze blokjes indiceren de rapportagegrens.

Venwater is van nature (vrijwel) kleurloos tot donkerbruin, afhankelijk van onder andere zuurgraad en de hoeveelheid humuszuren. In Kliplo is sinds 2000 maandelijks de kleur van het water vastgesteld. Deze was kleurloos tot bruin tot en met 2007. Daarna was het water meestal groen gekleurd, gepaard gaande met hoge chlorofylconcentraties, verminderde zichtdiepte, soms iets verhoogde zuurstofgehalten en een sterk verhoogd biochemisch zuurstofverbruik (Tabel 5-7). Er is hier een vrijwel permanente bloei van planktonische groenwieren, wat duidt op (interne) eutrofiëring. Vanaf 2018 was er niet of nauwelijks groenkleuring van het water, terwijl de chlorofylconcentraties niet altijd laag waren. Ook in het Schaapsven wordt bij de incidentele bemonsteringen vanaf 1994 regelmatig groenkleuring van het water waargenomen.

Tabel 5-7 Percentage groen gekleurde monsters per jaar en jaargemiddelden van enkele overige variabelen in Kliplo (n = aantal monsters per jaar).

Jaar	n	Groenkleuring	Chl-a	ZD	O2	BZV5
		%	µg/l	cm	%	mg/l
		12-13	5-8	9-12	9-12	2-12
2007		0	15	>100	89	3
2008		43	70	91	98	7
2009		100	199	37	104	8
2010		73	185	51	97	8
2011		100	150	60	97	10
2012		93	134	41	105	11
2013		100	177	44	101	12
2014		100	76	55	96	13
2015		92	105	63	101	-
2016		82	103	68	101	-
2017		100	162	65	93	-
2018		0	102	>35	97	-
2019		-	80	43	95	-
2020		-	70	47	84	-
2021		-	8	51	87	-
2022		-	41	56	92	2

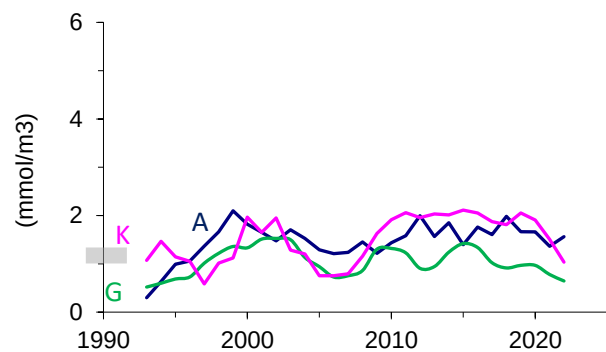
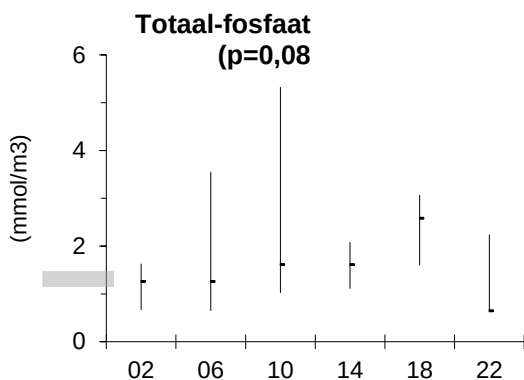
5.3.3.7 Nutriënten

De concentraties van totaal-fosfaat bewegen zich steeds om en nabij de gehanteerde rapportagegrenzen en de fluctuaties voltrekken zich in een onregelmatig patroon. Er is daardoor geen sprake van een significante trend (Figuur 5-14). Fosfaten die vrijkomen bij de afbraak van organische stof door sulfaatreductie en denitrificatie worden kennelijk weer snel opgenomen, o.a. door het plankton (Kliplo).

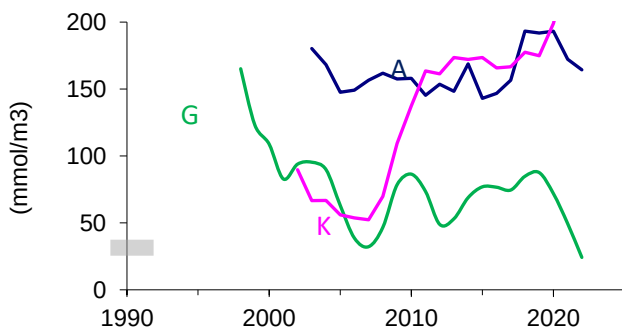
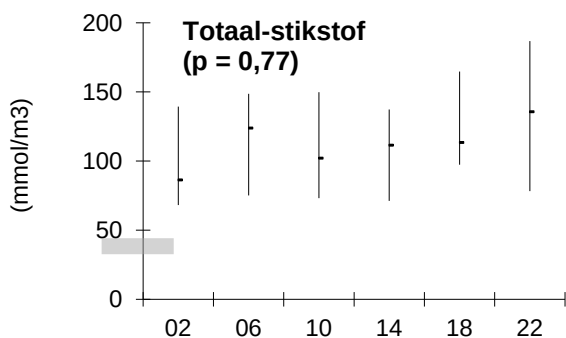
De N/P-verhouding (medianen tussen 51 en 80, Tabel 5-4) is aanzienlijk hoger dan de verhouding van 16 - 23, waarboven fosfaat beperkend is voor de algengroei in zoete wateren (Borchardt 1996, Wetzel 2001, Reynolds 2006).

De mediane concentraties totaal-stikstof liggen steeds rond 100 mmol m⁻³ en zijn daarmee laag (Figuur 5-15). De waarnemingsreeksen zijn nog kort en er is geen trend in de gegevens van alle elf vennen tezamen. Wel lijkt de concentratie constant relatief hoog te zijn in het Achterste Goorven, terwijl er in de Gerritsfles een duidelijke afname is, tegenover een toename in Kliplo. Het laatste zou een gevolg kunnen zijn van toegenomen afbraak van organisch materiaal.

In vennen is de beschikbaarheid van anorganische koolstof in de vorm van kooldioxide vaak nog belangrijker dan die van fosfaat en stikstof (Brouwer & Lucassen 2013). Van 1979 tot 1996, toen de chemische analyses in eigen regie van de auteurs werden uitbesteed aan waterleidinglaboratoria, is daarom CO₂ steeds gemeten (Bijlage 10.3). Na die tijd zijn de analyses verricht door de waterschapslaboratoria, die CO₂ niet standaard meten.



Figuur 5-14 Links: veranderingen van de concentratie totaal-fosfaat in 11 vennen. De verticale lijnen verbinden de 25- met de 75-percentielwaarden. Rechts: veranderingen van de driejaars voortschrijdende gemiddelden van het totaal-fosfaat in de intensief bemonsterde vennen Achterste Goorven (A), Gerritsfles (G) en Kliplo (K). p geeft de mate van significantie van de veranderingen aan (niet significant, Friedmantoets: $p = 0,08$). De grijze blokjes indiceren de rapportagegrens.



Figuur 5-15 Links: veranderingen van de concentratie totaal-stikstof in 11 vennen. De verticale lijnen verbinden de 25- met de 75-percentielwaarden. Rechts: veranderingen van de driejaars voortschrijdende gemiddelden van het totaal-stikstof in de intensief bemonsterde vennen Achterste Goorven (A), Gerritsfles (G) en Kliplo (K). p geeft de mate van significantie van de veranderingen aan (niet significant, Friedmantoets: $p = 0,77$). De grijze blokjes indiceren de rapportagegrens.

5.3.4 Chemische kwaliteit (KRW)

De beschikbare zomergemiddelde concentraties van totaal-fosfaat en totaal-stikstof zijn vermeld in Bijlage 10.8. De gegevens van de vierjaarlijkse metingen sinds 2002 zijn vermeld in Tabel 5-8 (vóór 2002 zijn nauwelijks bepalingen van P- en N-totaal verricht). Voor de KRW zijn eigenlijk maandelijkse metingen nodig, maar vaak zijn er minder beschikbaar.

In totaal voldoen 15 van de in totaal 135 venmeetjaren (11%) niet aan de eisen voor totaal-fosfaat. Voor stikstof zijn er 47 van de 136 (35%) venmeetjaren die niet aan de eisen voldoen. Er zijn daarbij geen significante verschillen in de gemiddelden van de drie regio's, zoals vermeld in Tabel 5-8 (Kruskal-Wallistest). Wel zijn er soms duidelijke verschillen tussen verschillende vennen. Zo zijn de P- en N-gehalte van Poort 2 in vanaf 2014 erg hoog (kwaliteit matig tot slecht). In deze jaren is de verlanding al zeer ver gevorderd en is in het tussen het veenmos bemonsterde water veel organisch materiaal meegekomen. In de Deelense Was zijn zowel de fosfaat- als de stikstofconcentraties meestal laag (kwaliteit zeer goed), wat opmerkelijk is, gezien de aanwezigheid van ganzen. Dat kan mogelijk worden verklaard door de geringe hoeveelheid organische stof (DOC) in dit ven: gemiddeld 273 mmol/m³ (het gemiddelde over allen vennen en jaren is 907 mmol/m³). In de Kempesfles zijn de fosfaatconcentraties relatief hoog (kwaliteit matig), wat wellicht het gevolg is van de invloed van wilde zwijnen. In het Achterste Goorven zijn de concentraties N-totaal veel hoger dan in andere vennen (kwaliteit matig tot slecht), wat veroorzaakt wordt door de hoge ammoniumconcentraties in dit ven (gemiddeld 138 mmol/m³, tegenover gemiddeld 41 mmol/m³ over alle vennen in alle jaren). Dit ven krijgt veel stikstof toegevoerd door aanvoer van grondwater (Van Dam e.a. 2017). Dit ven wordt ook omringd door bos, wat vooral in de wintermaanden kan leiden tot aanzienlijke aanvoer van ammonium. De gegevens laten eveneens zien dat in het voorjaar hogere concentraties worden waargenomen.

De kwaliteit in de overige jaren is vermeld in Bijlage 10.8. De gemiddelden van de jaren 2001 tot en met 2008 zijn voor de Gerritsfles zowel voor P-totaal als N-totaal significant lager ($p < 0,005$, ANOVA voor herhaalde waarnemingen) dan in de twee overige vennen, terwijl tussen Achterste Goorven en Kliplo de verschillen niet significant zijn.

Tabel 5-8 Zomergemiddelde concentraties van totaal-fosfaat en totaal-stikstof in mmol m⁻³ per jaar voor de beschikbare vierjaarlijkse metingen. De kwaliteitsklassen zijn aangegeven met de kleuren uit Tabel 5-3.

Regio	Type	Ven	Jaar	Totaal-fosfaat							gem.	Totaal-stikstof							gem.
				02	06	10	14	18	22	02		06	10	14	18	22			
Drenthe																			
	M26	Kliplo		2.7	0.6	2.0	2.2	1.8	1.5	1.8		75	47	158	172	188	204	141	
	M26	Poort 2		2.3	3.2	1.5	3.9	3.2	9.2	3.9		174	138	65	428	160	414	230	
	M26	Diepveen		0.6	1.6	1.4	1.9	0.6	0.6	1.1		73	70	79	86	99	99	84	
	M26	Echtenerzand		0.6	2.1	1.8	1.6	1.8	1.8	1.6		74	106	108	99	138	146	112	
Veluwe																			
	M12	Gerritsfles		1.1	0.6	1.1	1.8	1.1	0.6	1.1		167	14	71	85	74	35	74	
	M13	Kempesfles		1.6	3.4	6.8	3.6	2.9	1.6	3.3		132	175	245	164	95	114	154	
	M12	Deelense Was		0.8	0.8	0.6	0.3	0.6	0.6	0.6		8	62	43	39	58	38	41	
N. -Brabant																			
	M12	A. Goorven		1.4	2.3	2.7	3.0	2.6	0.8	2.1		264	166	128	185	237	132	185	
	M12	Groot Huisven		1.3	3.9	1.6	1.5	0.6	1.4	1.7		104	152	89	88	60	39	89	
	M13	M. Wolfspuutven		3.5	3.6	6.5	1.5	1.8	0.0	2.8		175	131	109	77	91	100	114	
	M12	Schaapsven		0.7	3.6	4.2	2.3	1.5	0.1	2.1		161	159	156	115	69	111	128	

6 Kiezelwieren

6.1 Methoden

6.1.1 Veld en laboratorium

De gebruikte methoden komen in hoofdzaak overeen met die in het Handboek Hydrobiologie (Van Dam & Mertens 2010).

6.1.1.1 Bemonstering

Kiezelwierenmonsters (een per ven per bemonstering) zijn genomen door een planktonnet (maaswijdte 30 µm) te trekken door het open water, door water- en oeverplanten en voorzichtig over de bovenste bodemlaag. Bij de Gerritsfles is ook steeds een monster genomen door het uitknijpen van Knolrus, mossen of ander (dood) plantenmateriaal langs de oever op ca 2 dm onder de waterlijn. Het verzamelde materiaal is in flesjes van ca 50 ml naar het laboratorium getransporteerd en ingevroren bij een temperatuur rond -12 °, waarbij ze zijn bewaard tot verdere bewerking.

6.1.1.2 Voorbewerking

In het laboratorium van de Plantentuin Meise is zoutzuur (10%) toegevoegd aan het monster om de kiezelwieren los te weken en om mogelijk aanwezig ijzer te verwijderen. Na verwijdering van eventueel aanwezige grove plantendelen is het materiaal geoxideerd door verhitting (80° C) in waterstofperoxide (30%) gedurende 1 uur, waarna de oxidatie-reactie is beëindigd door toevoeging van kaliumpermanganaat (Van der Werff 1955). Na de oxidatie is het mengsel tot driemaal toe gewassen en gecentrifugeerd (3500 rpm gedurende 10 minuten) Het schoongemaakte monster is in een 25-ml flacon bewaard na toevoeging van gedestilleerd water om een te grote concentratie aan diatomeeën te vermijden en enkele druppels ethanol om schimmelvorming te voorkomen.

Van de schoongemaakte diatomeeën zijn per monster vervolgens twee permanente preparaten gemaakt waarbij Naphrax (brekingsindex 1,7) als insluithars is gebruikt. Elk preparaat is gelabeld met de noodzakelijke identificatiegegevens. De geprepareerde monsters worden bewaard bij de BR-collectie van Agentschap Plantentuin Meise.⁵

6.1.1.3 Analyse

De vervaardigde preparaten zijn bekeken onder een Zeiss Axioskop 40 microscoop met fase-contrastbelichting bij een vergroting van 1000 x (n.a. 1,30). Er zijn 200 (uitknijpsel) of 400 (overige monsters) schaaltes in aselekt gekozen beeldvelden gedetermineerd en geteld. Er is gebruik gemaakt van de in de literatuurlijst genoemde determinatieliteratuur. Daarbij zijn de taxonomische indeling en naamgeving van Taxa Waterbeheer Nederland (TWN) zoveel mogelijk gevolgd (<https://taxainfo.nl>)

De resultaten van de tellingen zijn ingevoerd in de @lantis Ecological Database.

⁵ Monsters en preparaten van bemonsteringen tot ca 1994 zijn al in deze collectie aanwezig (Van Dam 2017).

6.1.2 Verwerking

6.1.2.1 Harmonisatie

De taxonomie en nomenclatuur van kiezelwieren is in de laatste decennia aan verandering onderhevig geweest. Daarom zijn soms taxa samengevoegd, zoals in de laatste kolom van Bijlage 10.11 is aangegeven.

6.1.2.2 Ecologische groepen

Alle soorten uit de monsters zijn ingedeeld in ecologische groepen volgens Tabel 6-1. De gegevens van de individuele soorten werden ontleend aan Van Dam & Arts (1993) en aan latere rapportages met betrekking tot kiezelwieren in vennen (AquaSense 1999, 2003, Van Dam e.a. 2017).

Tabel 6-1 Indeling in ecologische groepen, aangepast naar Van Dam & Arts (1993).

Afk.	Afkorting	Omschrijving	Toelichting
X	<i>E. exi</i>	Verzuringsindicator	Het kiezelwier <i>Eunotia exigua</i>
T	Triv.	Triviale soorten uit zuur water	Gewone soorten uit onverstoorde vennen
N	Zr., eutr.	Soorten uit zure, eutrofe wateren	Soorten die optreden in zure of verzuurde wateren die door vrijkomen van nutriënten uit de bodem licht worden geëutrofiëerd
D	Doel.	Doelsoorten uit laag-alkaliele wateren	Soorten die vooral in (zeer) zwak gebufferde wateren voorkomen en vaak zeldzaam zijn in Nederland en de rest van Europa. In deze soorten komt de specifieke natuurwaarde van vennen tot uiting
A	<i>A. min.</i>	<i>Achnanthes minutissima</i> (ubiquist)	Algemeenste soort zoetwaterdiatomee ter wereld, die in veel verschillende soorten oppervlaktewateren voorkomt
E	Eut.	Trofie-indicatoren	Algemene soorten uit voedselrijke wateren
S	Sap.	Storingsindicatoren	Soorten van organisch belaste, vaak zuurstofarme wateren
O	Onb.	Onbekend	Soorten met onbekende ecologie

Per monster werd berekend welk percentage van de getelde individuen tot de vermelde ecologische groepen behoorde. Voor elk ven werd per jaar of periode het gemiddelde percentage per ecologische groep berekend.

6.1.2.3 Berekenende pH

Uit de soortensamenstelling van de kiezelwieren is de geschatte pH als gewogen gemiddelde van de pH-optima van de soorten van het water berekend volgens de formule:

$$pH_{wa} = -1,487 + 1,337 \cdot (\sum y_k \cdot u_k) / \sum y_k,$$

waarin y_k het aantal schalen van soort k en u_k het pH-optimum van soort k voorstellen (Ter Braak & Van Dam 1989). Van een aantal soorten is het pH-optimum niet bekend, maar deze soorten komen slechts met geringe hoeveelheden voor. Anders dan de indicatiegetallen voor de zuurgraad (R) in Van Dam e.a. (1994) gaat het hier om pH-waarden.

6.1.2.4 Ecologische indicatiegetallen

Voor de net- en knijpmonsters uit de Gerritsfles van 1999 – 2022 werden de gemiddelde ecologische indicatiegetallen voor zuurgraad, zoutgehalte, organisch gebonden stikstof, zuurstof, saprobie, trofie en vocht berekend volgens Van Dam e.a. (1994), zoals vermeld in Bijlage 10.9.

6.1.2.5 Diversiteit

Als maten voor de diversiteit werden gekozen het aantal soorten binnen de telling van 400 exemplaren en de dominantie: de procentuele hoeveelheid van de meest voorkomende soort. Dat zijn twee aspecten van de diversiteit die heel geschikt zijn om de diversiteit van diatomeeën te beschrijven (Van Dam 1982; Letáková e.a. 2018).

6.1.2.6 Toetsen van trends

Om de veranderingen in de kiezelwierensamenstelling van de intensief bemonsterde vennen na te gaan werden de ecologische groepen en de berekende pH uit de verschillende jaren, inclusief de jaren voor 1978, in grafiek gezet. Hierbij werden steeds de twee monsters uit elk jaar gemiddeld.

Van alle vennen werden de beschikbare gegevens over de EKR* (zie 6.1.2.7), de berekende pH, de aantallen soorten in de telling, de dominantiepercentages en ecologische groepen geclassificeerd in de jaren 1920, 1978, 1982, 1986, 1990, 1994, 1998, 2002, 2006, 2010, 2014, 2018 en 2022. Soms zijn gegevens van een jaar vroeger of later dan het aangegeven jaar gebruikt. Het jaar 1920 of 1930 staat hier voor de periode 1916-1933. Tevens zijn de novemberwaarnemingen van de genoemde jaren uit de intensief bemonsterde vennen gebruikt.

De gemiddelde hoeveelheden van de ecologische groepen en de medianen van de EKR*, de aantallen soorten en de dominantie werden berekend. De veranderingen tussen de perioden zijn, getoetst met de standaard ANOVA voor gepaarde waarnemingen uit het programma Past versie 4.13 (Hammer e.a. 2001), nadat enkele ontbrekende waarnemingen werden geschat⁶. De paarsgewijze verschillen tussen perioden zijn met Past nog getoetst met de Tukey's toets voor gepaarde waarnemingen.

6.1.2.7 Kwaliteit (Ecologische Kwaliteits Ratio)

EKR

Aan de hand van de relatieve verdeling van de ecologische groepen (Tabel 6-1) is een KRW-conforme kwaliteitsindex berekend (Arts e.a., 2002, Van der Molen e.a. 2012, 2014). Eerst worden punten toegekend op grond van de aandelen van verzuringsindicatoren, trofie- + storingsindicatoren en doelsoorten⁷. De categorie N uit Tabel 6-2 wordt eerste bij categorie D gevoegd. Als kwaliteitsindex per monster is het gemiddelde puntenaantal voor de drie indicatoren ($S_{\text{gemiddeld}}$) berekend, waaruit een kwaliteitsindex (EKR-niet-genormaliseerd) wordt berekend als $EKR_{\text{niet-genormaliseerd}} = 0,2 * (1 - S_{\text{gemiddeld}})$. Dit getal is omgezet naar een oordeel volgens indeling van Tabel 6-3 (Van der Molen e.a. 2012).

⁶ De geschatte waarde is hier gelijk aan de som van de gemiddelden van alle bekende waarnemingen van de betreffende variabele over alle vennen in de betreffende periode en die van alle bekende waarnemingen van de betreffende variabele over perioden het betreffende ven, verminderd met het gemiddelde van alle bekende waarnemingen over alle vennen en perioden.

⁷ Bij de doelsoorten zijn hier ook de soorten van zuur, voedselrijk water gerekend. De laatste groep is pas in 2010 afgesplitst van de doelsoorten (Van Dam & Mertens 2011). Eigenlijk zouden de maatlaten hierop nog moeten worden aangepast.

Tabel 6-2 Toekennen van punten voor kwaliteitsbeoordeling aan percentages ecologische klassen van kiezelwieren.

Punten	Percentages van het totaal aantal getelde exemplaren		
	Verzuring indicators	Trofie- + storings-indicatoren	Doelsoorten
1	<1	<1	60-100
2	1-5	1-3	30-60
3	5-10	3-20	5-30
4	10-40	20-50	1-5
5	40-100	50-100	<1

Het nadeel van de niet-genormaliseerde EKR is dat de grenzen niet steeds bij 0,2 en dan steeds 0,2 eenheid hoger liggen. Daarom zijn de waarden volgens de niet-genormaliseerde schaal door de methode van lineaire interpolatie (Van den Berg e.a. 2004) omgezet naar een genormaliseerde schaal, die is weergegeven in Tabel 6-3. In de rest van dit rapport wordt met EKR steeds de genormaliseerde EKR bedoeld.

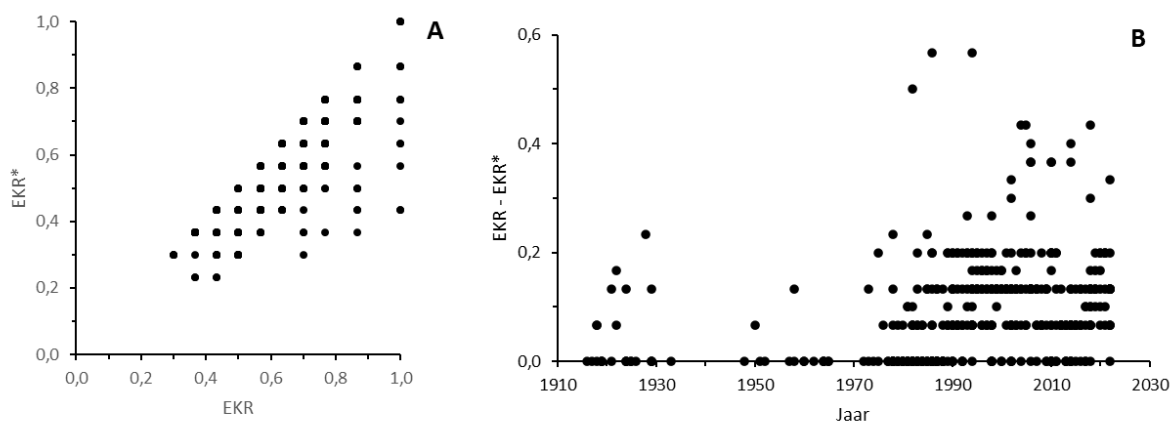
Tabel 6-3 Voorlopige kwaliteitsomschrijving voor de niet-genormaliseerde en genormaliseerde EKR met kiezelwieren aan de hand van het gemiddelde puntenaantal van de indicatoren uit Tabel 6-2.

Gemiddelde score (niet genormaliseerde EKR)	Klasse	Oordeel	Kleur	Genormaliseerde EKR
> 0,70	1	zeer goed	blauw	> 0,80
0,50 - 0,70	2	goed	groen	0,60 - 0,80
0,30 - 0,50	3	matig	geel	0,40 - 0,60
0,10 - 0,30	4	ontoereikend	oranje	0,20 - 0,40
< 0,10	5	slecht	rood	0,00 - 0,20

EKR*

Bij het opstellen van de oorspronkelijke maatlat voor vennen bestond de categorie N uit Tabel 6-1 nog niet. De soorten uit deze categorie werden toen nog bij de doelsoorten gerekend. Omdat de soorten uit categorie N in wezen negatieve indicatoren zijn definiëren wij hier een EKR*, waarbij de soorten uit groep N gerekend worden tot de trofie- en storingsindicatoren uit Tabel 6-2. Op dezelfde manier als bij de EKR is ook een genormaliseerde EKR* berekend. In de rest van dit rapport wordt met EKR* steeds de genormaliseerde EKR* bedoeld.

De maximale waarden van de EKR en de EKR* zijn 1,00, De minima zijn respectievelijk 0,30 en 0,23. In 280 van de 407 monsters is de EKR* echter kleiner dan de EKR (Figuur 6-1A). De medianen van de EKR en EKR* bedragen respectievelijk 0,63 en 0,57. De EKR geeft dus eigenlijk een overschatting van de kwaliteit aan, die kan oplopen tot meerdere klassen. Dat gebeurt vooral in de monsters uit de laatste decennia (Figuur 6-1B).



Figuur 6-1 A. Vergelijking van de EKR en de EKR* in 407 monsters. De waarden van 360 monsters vallen over elkaar. B. Vergelijking tussen verschil van EKR en EKR* en het bemonsteringsjaar. De waarden van 183 monsters vallen over elkaar heen.

6.1.2.8 Ordinatie

De berekende pH, ecologische indicatiewaarden en kwaliteitsgetallen (EKR*) zijn manieren om aspecten van de aangetroffen combinaties van kiezelwiersoorten om te zetten in een min of meer eenvoudig te begrijpen getal. Het is echter niet goed mogelijk om op die manier de soortensamenstelling van de monsters in hun onderlinge verband overzichtelijk weer te geven.

Daarvoor is hier gebruik gemaakt van een statistische ordinatiemethode. Deze datareductie gebeurt op zo'n manier dat in zo weinig mogelijk dimensies een zo groot mogelijk deel van de variatie wordt weergegeven.

Bij ordinatie wordt de oorspronkelijke variatie in een meerdimensionale ruimte gereduceerd naar een ruimte met een kleiner aantal dimensies. De eerste dimensie van deze ruimte (ofwel de eerste as) verklaart het grootste deel van de variatie, de tweede as een wat kleiner deel, enzovoorts.

Het is gebruikelijk om de positie van de monsters weer te geven in tweedimensionale grafieken of ordinatiediagrammen. Vaak wordt in een grafiek van de eerste en de tweede as of de eerste en derde as al voldoende variatie weergegeven. Naarmate hun overeenkomst in soortensamenstelling groter is liggen de monsters in de diagrammen dicht bij elkaar.

De ordinatie is hier gebruikt om de verschillen in taxonomische samenstelling van de net- en knijpmonsters van de Gerritsfles te visualiseren. Alleen de 23 taxa die in ten minste vijf van de 96 monsters voorkomen zijn gebruikt voor de analyse. Als invoerhoeveelheden zijn de 10-logarithmen van de met één vermeerderde procentuele abundanties gebruikt. Omdat de lengte van de gradiënt slechts 1,40 bedraagt is een lineaire methode is gekozen: PCA (principal component analysis of hoofdcomponentenanalyse). Hiervoor is het computerprogramma Canoco 5.12 van Ter Braak & Šmilauer (2012) gebruikt.

6.1.2.9 Toetsing verschillen net- en knijpmonsters Gerritsfles

Er is gebruik gemaakt van de T-toets: twee gepaarde steekproeven voor gemiddelden (Excel).

6.1.2.10 Similariteit

Er zijn veel verschillende indices van overeenkomst. Uit het overzicht van Faith e.a (1987) blijkt dat de similariteitsindex van Bray & Curtis (1957) een robuuste maat is en daarom veel wordt gebruikt. De formule is $SIM = 2w/(a+b)$, waar SIM = similariteit, a = de som van abundanties in het eerste monster en b = de som van de abundanties in het tweede monster en w = de som van de minimale abundanties voor de soorten die in beide monsters voorkomen. In ons geval is $a = b = 100\%$, dus $SIM = w$. Het minimum is 0% (geen overeenkomst) en het maximum is 100% (identieke monsters). Similariteitswaarden van 60% of meer bij vergelijkend diatomeeënonderzoek wijzen op goede overeenkomsten (Kelly 2001).

6.2 Resultaten

6.2.1 Alle vennen

Bijlage 10.10 geeft de metadata van de in 2019-2022 door de diverse laboratoria genomen en geanalyseerde monsters. De volledige resultaten van de tellingen in de jaren 2019-2022 volgens de door de laboratoria gebruikte nomenclatuur zijn weergegeven in Bijlage 10.11 (zie voor eerdere jaren Van Dam e.a. 1996, AquaSense 1999, 2002, 2003, Van Dam & Mertens 2008a, 2019).

6.2.1.1 Opmerkelijke soorten

In deze sectie worden soorten besproken die zeldzaam zijn in Nederland of anderszins toelichting behoeven. De meeste soorten zijn ook al in eerdere jaren aangetroffen. Dat is ook het geval voor *Sellaphora raederae* (Figuur 6-2g), die eerder is beschreven als *Naviculadicta raederae* (Lange-Bertalot & Metzeltin 1996), en in het verleden als *Navicula seminulum* is gedetermineerd. De soort is geassocieerd met andere soorten uit zure of verzuurde wateren die door vrijkomen van nutriënten uit de bodem licht worden geëutrofeerd, zoals *Chamaepinnularia mediocris* (Figuur 6-2f), *Eunotia neocompacta* var. *vixcompacta* (Figuur 6-2i), *Psammotidium helveticum* (Figuur 6-2d,e), *Pinnularia anglica* en *Eunotia*-soorten.

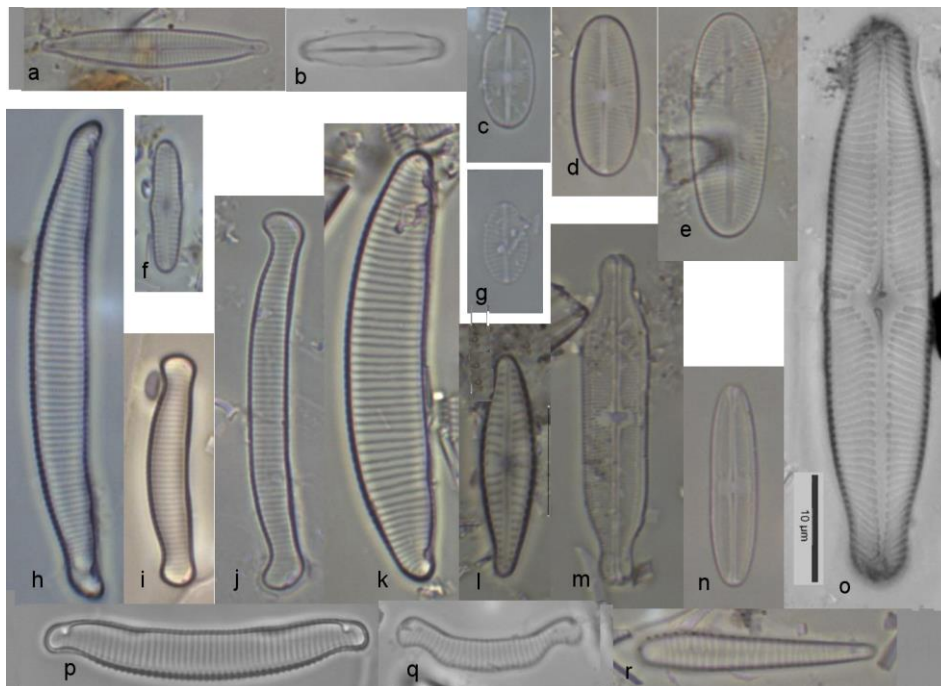
Encyonopsis neerlandica (Figuur 6-2a) werd eerder als *Cymbella cesatii* gedetermineerd. Het is een soort uit ionenarme, oligotrofe vennen, vaak geassocieerd met *Stauroforma exiguiiformis* en *Eunotia*-soorten.

Eunotia julii (Figuur 6-2h) en *E. pirla* (Figuur 6-2k) worden sinds 2011 onderscheiden. Deze soorten werden eerder als *Eunotia veneris* benoemd. *E. pirla* komt voor in geïnundeerd veenmos in ionenarm, humuszuurrijk water. *E. julii* indiceert ionenarme, oligotrofe tot matig dystrofe watercondities. Beide soorten zijn meestal geassocieerd met gewone soorten uit onverstoorde vennen. De naamgeving van *Eunotia paludosa* (voorheen *E. fennica*) is recent aangepast (Van de Vijver et al. 2022). De naamsverandering is verwarrend omdat *E. paludosa* een bestaande soort was die nu *E. sphagnicola* heet. Het is een ombrotrofe soort uit veenputjes of dystrofe vennen met *Sphagnum*-associaties aan de oevers. *Eunotia variundulata* (Figuur 6-2q) is een zeldzame soort uit ionenarme, oligotrofe, matig zure vennen en vooral bekend uit Kliplo.

Gomphonema varioreduncum (Figuur 6-2l) is recent beschreven (Jüttner e.a. 2013) en werd eerder als *G. parvulum* var. *exilissimum* gedetermineerd. Het is een soort uit ionenarme, oligotrofe, matig zure veenputjes, die vaak is geassocieerd met gewone soorten uit

onverstoorde vennen in combinatie met soorten uit zure licht geëutrofiëerde wateren. *Neidium alpinum* var. *quadripunctatum* (Figuur 6-2n) is een zeldzame soort uit schone, voedselarme, zure, matig humeuze vennen en is geassocieerd met gewone soorten uit onverstoorde vennen. *Nitzschia oligodystrophila* is een nog niet officieel beschreven soort, maar wordt wel genoemd en afgebeeld in de literatuur (Krammer & Lange-Bertalot 1997-2004). Deze werd vroeger tot *N. paleaeformis* gerekend, maar onderscheidt zich door grootte, vorm en mogelijk ook door ecologische preferentie.

Peronia fibula (Figuur 6-2r) is een zeldzame soort uit ionenarme, oligotrofe of dystrofe vennen. *Psammothidium scoticum* (Figuur 6-2c,d) is een zeldzame soort uit ionenarme, matig zure, oligotrofe vennen. *Sellaphora difficillima* (Figuur 6-2b) komt voor op droogvallende plaatsen in oligo-mesotrofe habitats.



Figuur 6-2 Afbeeldingen van enkele soorten. a. *Encyonopsis neerlandica*. b. *Sellaphora difficillima*. c. *Psammothidium scoticum*. d,e. *P. helveticum*. f. *Chamaepinnularia mediocris*. g. *Sellaphora raederae*. h. *Eunotia julii*. i. *E. neocompacta* var. *vixcompacta*. j. *E. neocompacta*. k. *E. pirla*. l. *Gomphonema varioeduncum*. m. *Neidium longiceps*. n. *N. alpinum* var. *quadripunctatum*. o. *Pinnularia anglica*. p. *Eunotia fennica* (v/h *E. paludosa*). q. *E. variundulata*. r. *Peronia fibula*. De maatstreek komt overeen met 0,01 mm.

6.2.1.2 Monsters

Bijlage 10.12 is een lijst van alle 553 tussen 1916 en 2022 genomen monsters die in de loop der tijd voor bovengenoemde en nog eerdere projecten zijn bestudeerd. Het betreft hoofdzakelijk netplanktonmonsters, aangevuld met een aantal monsters van uitknijpsel of aangroei van substraten. Ook zijn 68 monsters van andere laboratoria (Waardenburg Ecology, AQUON en TNO Bouw en Ondergrond) opgenomen.

Tabel 6-4 geeft een samenvatting van de regionale en temporele verdeling van de 431 netplanktonmonsters die geschikt zijn voor onderlinge vergelijking. Dat zijn de halfjaarlijkse monsters uit de drie intensief bemonsterde vennen sinds 1978 en de vierjaarlijkse monsters uit de overige acht vennen, aangevuld met geselecteerde historische monsters. Het hele tijdvak van

1916 tot 2022 is hier ingedeeld in perioden die elk ongeveer een decennium bestrijken. Vanaf 1980 zijn veel monsters beschikbaar: van de perioden daarvoor minder, maar zeker voor de perioden 1916-1933 en 1972-1979 kan nog wel een goed beeld worden gekregen van de veranderingen. Voor de periode 1948-1965 gaat dat wat minder goed, met name in de Brabantse vennen, waarvan dan maar één monster uit één ven bestudeerd kon worden.

Tabel 6-4 Overzicht van de beschikbare monsters voor onderlinge vergelijking op verschillende locaties in de diverse perioden.

	Periode	20	60	70	80	90	00	10	20+	alle
Regio	van	1916	1948	1972	1980	1990	2000	2010	2019	1919
Locatie	tot	1933	1965	1979	1989	1999	2009	2018	2022	2010
Drenthe										
Kliplo		2	4	3	19	20	20	18	8	94
Poort 2		1	-	1	1	3	2	3	1	12
Diepveen		2	-	1	2	3	2	3	1	14
Echtenerzand		1	1	1	2	3	2	3	1	14
subtotaal		6	5	6	24	29	26	27	11	134
Veluwe										
Gerritsfles		3	8	5	20	20	20	18	8	102
Kempesfles		1	-	2	4	6	3	3	1	20
Deelense Was		1	-	-	2	2	2	3	1	11
subtotaal		5	8	7	26	28	25	24	10	133
Noord-Brabant										
Achterste Goorven		10	-	3	20	20	20	18	8	99
Groot Huisven		2	-	2	1	3	2	3	1	14
M. Wolfspuven		2	-	1	2	2	2	3	1	13
Schaapsven		2	1	2	1	2	2	3	1	14
subtotaal		16	1	8	24	27	26	27	11	140
Nederland		27	13	21	74	84	77	78	32	407

Bijlage 10.13 bevat de resultaten van de tellingen en determinaties en tellingen van alle analyses van de van 1916 tot 2022 genomen monsters. Daarnaast zijn in deze bijlage ook karakteristieken als de aantallen soorten, EKR, EKR* en samenstelling van ecologische groepen per monsters vermeld en uitgesplitst per ven (intensief bemonsterde vennen) of per groep van vennen (extensief bemonsterde vennen) in respectievelijk de Bijlagen 10.14 en 10.15.

6.2.1.3 Alle taxa

Alle 287 in de tellingen aangetroffen taxa zijn vermeld in Bijlage 10.16. Omdat sommige taxa pas recent van andere, gelijkende taxa, zijn onderscheiden zijn deze samengevoegd met de meer 'klassieke' taxa, zoals is aangegeven in de kolom met voetnootverwijzingen. Verder zijn in deze bijlage per taxon nog de ecologische groep (conform Tabel 6-1) en het pH-optimum (Ter Braak & Van Dam 1989) aangegeven. Voor elke soort is per periode een gemiddelde procentuele hoeveelheid in de netplanktonmonsters uitgerekend. Om te voorkomen dat regio's of perioden met weinig monsters te weinig gewicht kregen ten opzichte van vennen met veel monsters is eerst per ven per periode een gemiddelde berekend en vervolgens per regio en per periode en pas daarna voor heel Nederland per periode. Die resultaten staan in Bijlage 10.16. Daarnaast is vermeld in welk percentage van de 407 netplanktonmonsters en alle 553 monsters de taxa zijn aangetroffen.

6.2.1.4 Meest algemene taxa

In Tabel 6-5 zijn die soorten uit Bijlage 10.13 opgenomen, die met elkaar 96% van de totale hoeveelheid van alle gevonden exemplaren uitmaken. Binnen elke ecologische groep zijn de soorten gerangschikt naar het optimale jaar van voorkomen. Sommige doelsoorten, zoals *Oxyneis binalis* hebben hun optimum duidelijk in de eerste helft van de twintigste eeuw, terwijl veel triviale soorten uit zure wateren, zoals *E. rhomboidea* en *Tabellaria quadrisepata* hun optimum in de tweede helft van de twintigste eeuw hebben. *Eunotia exigua*, de verzuringsindicator, komt het meest voor in de zeventiger jaren. Soorten uit geëutrofeerd, zuur water, zoals *E. naegelii* en *E. meisteri*, komen pas vanaf 1990 in grotere aantallen voor, maar lijken sinds 2010 weer wat terug te lopen. Zij ontbreken goeddeels in de oudste monsters. *E. sphagnicola* (voorheen *E. paludosa*) is een typische indicator van semi-terrestrische omstandigheden en droogvallende venoevers. In 2022 kwam deze vooral voor in de verlande Poort 2 (Drenthe) en in het Groot Huisven en het Middelste Wolfspuutven (Noord-Brabant), wat een reactie op de droge jaren sinds 2018 zou kunnen zijn.

6.2.1.5 Gemiddelden van karakteristieken

In de Drentse vennen lijkt het gemiddeld aantal soorten per monster van nature lager te zijn dan in de Veluwe en Brabantse vennen. Vooral in de jaren van de hevigste verzuring, in de zeventiger en tachtiger jaren nam het aantal soorten sterk af, het minst nog in de Brabantse vennen (Tabel 6-5). In de negentiger jaren is het aantal soorten weer wat hersteld, vooral in Noord-Brabant. Het dominantiepercentage geeft de procentuele hoeveelheid van de meest abundante soort aan en varieert vaak tegengesteld aan het soortenaantal. Het dominantiepercentage is met gemiddelden rond 45% in de niet-verzuurde vennen vrij hoog. In de meest recente periode lijkt er een afname van de dominantie te zijn in de Veluwe en Brabantse vennen. In alle regio's is er dan een toename van het soortenaantal.

De berekende pH (pH-wa) is ook het laagst in de jaren zeventig en tachtig (4,3 – 4,5). Voor de jaren twintig werden waarden tussen 4,8 en 5,0 berekend. In de huidige situatie is de pH-wa met waarden tussen 4,5 en 4,7 lager dan of even hoog als bijna een eeuw geleden. De uit de soortensamenstelling berekende gemiddelde EKR* heeft de laagste waarden (0,35) in de Brabantse en Veluwe monsters uit de jaren zeventig en tachtig. In de jaren twintig van de vorige eeuw lagen deze waarden hoger, tussen 0,60 en 0,75. De huidige waarden liggen nog steeds lager (0,45 – 0,51 = matig). In Drenthe is de EKR* in de recentste monsters met 0,73 (goed) na de depressie van de jaren zeventig en tachtig zelfs wat hoger dan een eeuw geleden (0,65).

Tabel 6-5 De gemiddelde procentuele abundantie van de 25 meest voorkomende soorten uit alle vennen per regio en per periode in de 407 netplanktonmonsters (96% van de totale abundantie). Daarnaast is de frequentie in alle monsters vermeld. De soorten zijn ingedeeld in ecologische groepen (Tabel 6-1). Per soort is de optimale pH volgens Ter Braak & Van Dam (1989) en het optimale jaar van voorkomen in de betreffende monsters vermeld. De karakteristieken zijn gemiddelden per regio per periode. - = niet aangetroffen, + = < 0,5%. Groen = goed, geel = matig, oranje = ontoereikend. Perioden met weinig monsters zijn grijs gedrukt.

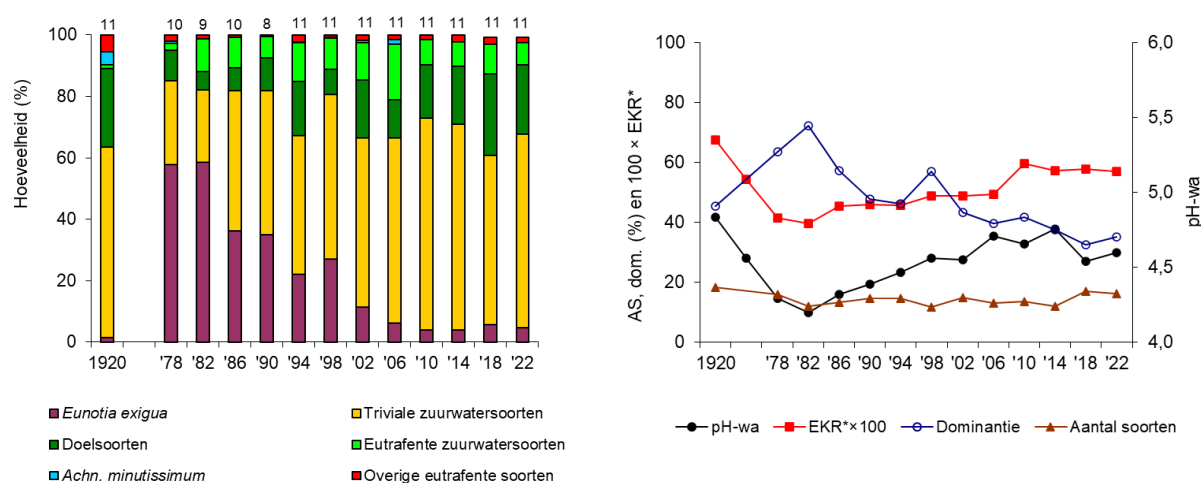
Ecologisch pH-opt.	Regio Periode Aantal monsters Aantal vennen	Drenthe								Veluwe								Noord-Brabant								Alle	Freq. (%) 407	Optimaal jaar van voorkomen	
		20	60	70	80	90	00	10	20	20	60	70	80	90	00	10	20	20	60	70	80	90	00	10	20				
		4	2	4	4	4	4	4	4	3	1	2	3	3	3	3	3	4	2	4	4	4	4	4	4				
Verzuuringsindicatoren																													
4,1 <i>Eunotia exigua</i> s.l.		1	45	28	22	16	4	4	+	2	43	82	66	42	9	5	9	1	6	70	43	27	13	4	7	22,8	80	1982	
Triviale soorten uit zuur water																													
5,0 <i>Eunotia botuliformis</i>		-	-	-	-	-	+	+	-	1	-	-	+	-	+	+	-	1	4	1	1	-	-	+	-	0,3	5	1959	
5,0 <i>Pinnularia microstauron</i> -groep		1	+	+	+	+	+	+	+	1	3	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	1	+	+	1	0,4	18	1973	
4,3 <i>Eunotia bilunaris</i> s.l.		17	7	8	2	4	6	6	3	7	2	1	+	1	3	11	9	8	1	1	10	5	5	2	5	5,2	86	1980	
4,2 <i>Frustulia saxonica</i> s.l.		31	5	26	19	19	17	10	8	6	12	4	15	15	22	10	12	21	5	5	5	6	4	9	10	12,4	98	1982	
5,0 <i>Eunotia incisa</i> s.l.		22	5	1	4	14	20	12	13	32	5	3	1	4	21	22	13	10	3	1	1	5	18	27	23	11,6	89	1989	
4,6 <i>Tabellaria quadrisepata</i>		4	1	16	2	4	8	6	4	3	10	2	3	10	11	7	11	9	5	10	15	6	4	11	10	7,2	91	1990	
4,9 <i>Eunotia rhomboidea</i>		2	3	3	9	10	9	15	21	1	17	5	10	17	12	17	17	2	34	6	16	20	21	18	17	12,6	91	1997	
3,8 <i>Eunotia sphagnicola</i>		+	+	-	+	+	+	+	3	-	+	+	+	1	+	+	1	+	1	-	1	1	1	+	2	0,4	34	2007	
4,7 <i>Pinnularia gibba</i>		-	+	+	+	+	1	1	1	+	-	-	-	+	+	+	+	+	-	+	+	+	1	2	2	0,4	31	2009	
overigen		1	+	+	+	+	+	1	3	1	+	+	+	+	+	+	-	1	+	1	1	1	+	2	3	0,7			
subtotaal		77	21	54	37	52	61	53	56	53	49	16	30	47	70	68	64	53	53	24	49	44	53	71	72	51,1		1988	
Soorten uit geëutrofeerd, zuur water																													
4,2 <i>Eunotia naegeli</i>		+	+	3	28	11	19	6	3	-	-	1	-	2	2	+	+	+	-	+	3	2	12	3	3	4,1	49	1997	
4,6 <i>Pinnularia interrupta</i> s.l.		+	+	+	+	+	+	+	+	1	+	+	+	1	+	1	2	+	-	+	+	1	1	2	1	0,5	59	1999	
<i>Eunotia meisteri</i>		-	-	-	-	-	+	+	+	-	+	-	+	+	+	-	+	-	-	-	8	6	7	5	1,1	8	2008		
<i>Eunotia neocompacta</i>		1	-	-	+	1	1	2	1	-	-	-	+	+	+	1	1	-	-	-	-	+	+	1	3	0,5	33	2008	
overigen		+	-	+	+	2	+	+	+	+	+	-	1	+	1	1	1	+	-	1	+	3	1	1	1	0,6			
subtotaal		1	+	3	28	14	21	9	4	1	1	1	1	3	3	3	5	1	-	1	4	14	20	13	13	6,8		2000	
Doelsoorten																													
<i>Oxynesis binalis</i>		+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	16	+	+	-	-	-	-	-	0,7	2	1926	
5,9 <i>Navicula leptostriata</i> s.l.		3	7	3	1	2	1	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	5	-	+	+	+	+	+	+	0,9	33	1959	
<i>Eunotia intermedia</i>		+	1	+	+	-	-	-	-	1	3	+	+	-	-	-	-	+	-	+	+	-	-	-	-	0,3	9	1960	
5,9 <i>Brachysira microcephala</i>		+	13	1	1	1	1	+	+	2	1	+	+	+	+	+	+	1	14	+	+	1	+	+	+	1,5	52	1968	
<i>Eunotia fennica</i>		-	-	-	-	-	1	7	-	-	+	-	-	-	-	-	-	6	-	+	+	1	+	+	-	0,6	4	1977	
5,0 <i>Tabellaria flocculosa</i>		6	4	2	2	2	3	1	1	2	1	+	1	4	4	4	4	3	20	+	+	3	5	1	1	3,1	68	1979	
4,0 <i>Kobayasiella</i>		6	2	4	7	11	8	24	34	8	+	+	+	2	10	18	16	7	+	+	+	+	1	3	1	6,7	75	2001	
overigen		1	3	1	1	1	+	1	3	5	2	+	1	1	1	1	1	4	1	1	2	7	4	2	2	1,9			
subtotaal		16	29	11	12	17	13	33	39	18	7	1	2	7	15	23	21	42	35	2	2	11	10	7	4	15,8		1984	
Ubiquisten																													
6,8 <i>Achnanthes minutissimum</i> s.l.		1	+	1	+	+	+	-	-	14	+	+	+	1	3	+	-	+	-	1	+	+	1	+	-	0,9	19	1948	
Soorten van voedselrijke wateren																													
<i>Nitzschia gracilis</i>		-	3	+	1	+	1	1	+	3	-	+	+	+	+	+	-	1	3	+	-	+	2	3	4	0,9	24	1983	
overigen		3	+	1	+	+	+	+	+	3	+	+	+	+	+	+	1	1	1	+	1	+	+	+	+	0,5			
subtotaal		3	4	2	1	+	1	1	+	6	+	+	+	+	+	+	1	2	4	1	1	1	+	2	3	4	1,5		1972
Soorten van organisch verontreinigde wateren																													
5,1 <i>Gomphonema parvulum</i> s.l.		1	+	+	+	-	-	-	-	6	-	-	+	+	-	+	-	-	+	+	+	+	+	-	+	0,34	6	1938	
4,5 <i>Nitzschia paleaeformis</i> s.l.		+	+	-	-	-	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-	-	-	2	-	-	3	1	1	+	0,30	15	1990	
overigen		+	+	1	+	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	1	+	+	-	-	0,16			
subtotaal		1	+	1	+	-	+	+	+	6	+	-	+	+	+	+	-	+	3	1	1	3	1	1	+	0,80		1964	
Karakteristieken																													
Aantal taxa		16	14	19	11	11	11	12	13	20	13	8	9	13	14	13	15	19	15	15	17	19	16	18	19	14,6			
Dominantie (d)		47	60	47	63	53	44	39	46	45	62	82	67	52	47	40	27	44	51	70	58	44	36	37	32	49,6			
pHwa		4,6	4,8	4,4	4,3	4,5	4,5	4,4	4,5	5,3	4,4	4,1	4,2	4,4	4,7	4,6	4,5	4,7	5,1	4,2	4,4	4,6	4,7	4,8	4,7	4,6			
EKR*		65	54	47	50	54	53	63	73	60	52	35	36	41	53	65	51	75	57	35	39	42	42	49	45	0,52			

6.2.1.6 Ecologische groepen en medianen van karakteristieken

Vanaf 1978 tot en met 2012 zijn de vennen elke vier jaar bemonsterd. De gemiddelde waarden per ecologische groep en de medianen van de soortenaantallen, dominantie, de berekende pH en de EKR* zijn uitgezet in Figuur 6-3. De verschillen van *Eunotia exigua* en de triviale soorten uit zuur water zijn significant ($p < 0,001$).

Vooral in 1978 en 1982 waren de vennen sterk verzuurd. Sindsdien is de hoeveelheid van *E. exigua* geleidelijk afgenomen tot een niveau van 5% (rond 1920 was dit ruim 1%), voornamelijk ten gunste van de triviale soorten uit zure wateren. Die zijn al vrij snel na 1978 toegenomen (na 1998 significant, $p < 0,05$). De verschillen in de abundantie van de doelsoorten zijn significant ($p < 0,05$) over alle jaren, maar niet tussen de afzonderlijke jaren. In 2018 en 2022 zijn de abundanties gemiddeld ongeveer gelijk (23 – 27%) als een eeuw geleden (rond 25%). De eutrafente zuurwatersoorten zijn vanaf 1982 steeds met gemiddelde procentuele hoeveelheden tussen 7 en 20% aanwezig en hebben een maximum van gemiddeld 18% in 2006, dat significant

($p < 0,05$) hoger is dan de waarde van ruim 1% van 1920. De soorten van alkalische, voedselrijke wateren en organisch verontreinigde wateren zijn altijd wel met gemiddelde hoeveelheden van enkele procenten aanwezig. Er is geen significante verandering in alle vennen samen.



Figuur 6-3 Links: veranderingen van de gemiddelde hoeveelheid van ecologische groepen van diatomeeën in alle onderzochte vennen. De getallen boven de kolommen geven het aantal monsters weer. Rechts: veranderingen van de medianen van enkele diatomeeën karakteristieken.

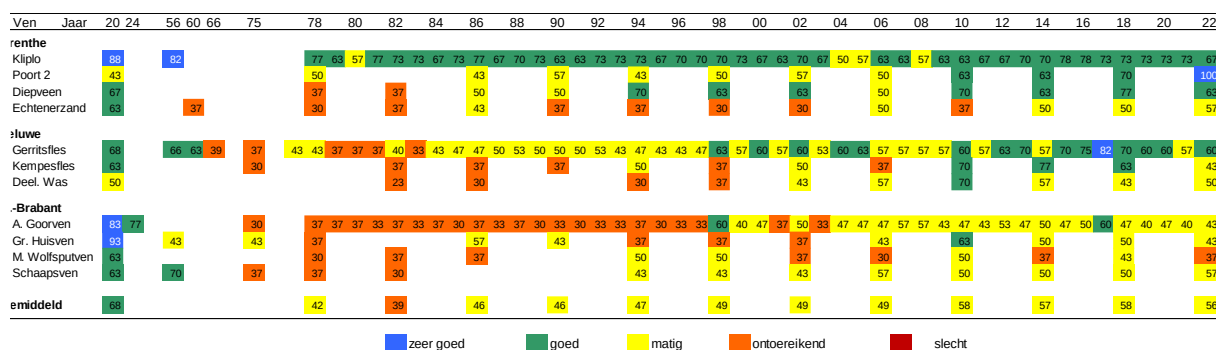
Ook de verschillen van de berekende pH ($p < 0,001$) en de EKR* ($p < 0,001$), evenals die van de dominantie ($p < 0,001$), tussen de verschillende jaren na 1978 zijn significant.

De berekende pH was het hoogst in 1920 (4,8) en is na het dieptepunt van 1982 (4,2) tot 2006 geleidelijk gestegen tot 4,5 en daarna gestabiliseerd. De EKR* verloopt ongeveer parallel met de berekende pH en lag van 2006 tot en met 2022 (0,57, matig) nog beneden het niveau van 1920 (0,68, goed). De dominantie verloopt tegengesteld aan de berekende pH en EKR*; het aantal soorten in de telling bedraagt 18 in het begin van de vorige eeuw en ligt in de latere jaren steeds rond de 14, maar in 2018 en 2022 is het mediane aantal soorten met 16 hoger dan in 2014. In Bijlage 10.17 zijn de veranderingen van de hoeveelheid ecologische groepen en de EKR van de extensief bemonsterde vennen per ven uitgezet en in § 6.2.2 die van de intensief bemonsterde vennen.

6.2.1.7 Kwaliteit (EKR)

In Figuur 6-4 zijn de veranderingen in de kwaliteit (EKR*) van de afzonderlijke vennen in de loop der jaren uitgezet. Hieruit blijkt dat de Drentse vennen Kliplo, Poort 2 en Diepveen meestal een betere kwaliteit hebben dan de Veluwe en Brabantse vennen.

De kwaliteit van het Ven in het Echtenerzand komt vaak overeen met die van de kleinere Veluwe vennen, zoals Kempesfles en Deelense Was. De kwaliteit was in de jaren twintig in de meeste vennen goed tot zeer goed; in 1978 was deze door de verzuring verslechterd tot ontoereikend. Daarna is in de meeste vennen, in wisselend tempo, enig herstel opgetreden, totdat na 2010 de kwaliteit in de meeste vennen weer matig tot goed was. Daarna is de kwaliteit van de meeste vennen vrij stabiel, hoewel er van jaar tot jaar soms afwijkingen van een klasse hoger of lager kunnen voorkomen. In het geheel verlande Poort 2 scoort de EKR* maximaal (1,0).



Figuur 6-4 Overzicht van de veranderingen van de waterkwaliteit in de onderzochte vennen aan de hand van de kiezelwieren. De getallen zijn $100 \times \text{EKR}^*$. Vanaf 1978 zijn exact de bemonsterde jaren aangegeven. De jaartallen vóór 1978 zijn soms gemiddelden van perioden.

6.2.2 Intensief bemonsterde vennen

6.2.2.1 Gegevens

De soortensamenstelling en aantallen soorten per monster, het dominantiepercentage, de berekende pH en de EKR^* zijn vermeld in Bijlage 10.13. In Bijlage 10.14 zijn de tijdreeksen van de drie vennen afzonderlijk weergegeven. In Figuur 6-5 zijn de jaarlijkse veranderingen van de hoeveelheid per ecologische groep en de berekende pH weergegeven.

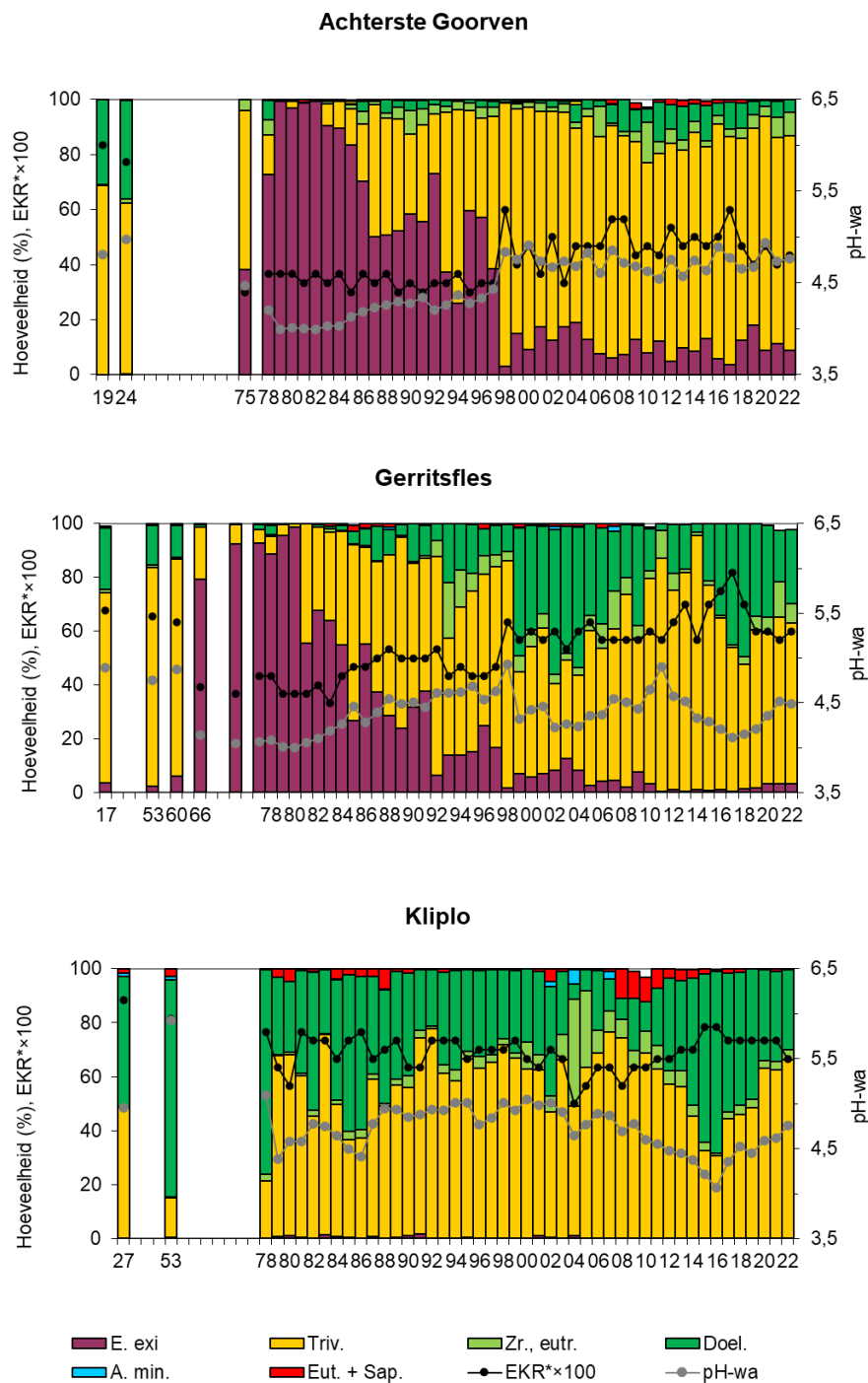
6.2.2.2 Ecologische groepen en EKR^*

Het patroon van de veranderingen van ecologische groepen in het Achterste Goorven (Figuur 6-5) correspondeert goed met dat in alle vennen (Figuur 6-4). Hierin was de verzuringsindicator (*Eunotia exigua*) dominant en geleidelijk aan is deze afgenomen, voornamelijk ten gunste van de triviale soorten uit zuur water in overeenstemming met de afname van sulfaat en de toename van pH in dit ven (Figuur 5-6 en Figuur 5-8). Na de sulfaatpieken van 1990 en 1995 is er nog weer even een toename van *E. Exigua*, maar daarna is er ook hier een snelle terugval naar waarden in de buurt van 10% van het totale aantal kiezelwieren. Dan stijgt hier ook de berekende pH. Vanaf 2005 is de situatie hier redelijk stabiel, maar sinds 2018 lijkt er toch een kleine opleving van *E. exigua* te zijn. Vanaf 2006 zijn regelmatig eutrafente en storingssoorten waargenomen, wat wijst op mineralisatie van organisch materiaal, maar vanaf 2018 komen deze niet of nauwelijks meer voor.

De kwaliteit van het Achterste Goorven was van oudsher (zeer) goed, maar ontoereikend in de periode van sterke verzuring. Vanaf 1998 is de kwaliteit op een enkel jaar na meestal matig (Figuur 6-4). Na 2017 is de EKR^* hier afgenomen, mogelijk een gevolg van de serie droge zomers.

In de Gerritsfles verloopt het herstel sneller dan in het Achterste Goorven. Er komen vooral vanaf 1998 weer meer doelsoorten voor, tot ongeveer 2010 zelfs meer dan in de oudste monsters. In 1996 en 2003 (droge jaren) zijn er nog een paar piekjes van *Eunotia exigua*, maar sinds 2010 komt deze verzuringsindicator nauwelijks meer voor. Vanaf 2019 is er weer een kleine toename. Vanaf 2004 tot 2014 is er een afname van de doelsoorten, ten gunste van triviale soorten uit zuur water en soorten van zuur en voedselrijk milieu. Daarna nemen de doelsoorten weer toe. De berekende pH-waarden fluctueren rond 4,5, wat iets lager is dan de gemeten pH (Figuur 5-8). De kwaliteit van de Gerritsfles (Figuur 6-4) was goed in de monsters van bijna een eeuw terug, maar door de verzuring in de jaren zestig tot tachtig ontoereikend. Daarna is de

kwaliteit geleidelijk tot matig verbeterd. In sommige jaren vanaf 1998 is de kwaliteit zelfs goed tot zeer goed. Evenals in het Achterste Goorven is de EKR* na 2017 afgenomen, mogelijk een gevolg van de serie droge zomers.



Figuur 6-5 Langetermijnveranderingen van ecologische groepen (afkortingen uit Tabel 6-1) van kiezelwieren en daaruit berekende pH (pH-wa) en EKR* in Kliplo, Gerritsfles en Achterste Goorven. De historische monsters van Kliplo uit de periodes 1924-1929 en 1948-1958 zijn samengevoegd tot respectievelijk 1927 en 1953, die van Gerritsfles 1916-1918, 1950-1958 en 1960-1973 tot respectievelijk 1917, 1953, 1965 en die van Achterste Goorven E 1919-1920 en 1922-1928 tot respectievelijk 1919 en 1924. Vanaf 1980 zijn de kolommen steeds gemiddelden van een voor- en een najaarsmonster. De kolommen vóór 1980 zijn gemiddelden van 1 – 11 monsters.

Kliplo volgt een duidelijk ander patroon (Figuur 6-5). Hier werden vanaf 1978 niet of nauwelijks verzuringsindicatoren aangetroffen. De hoeveelheid hiervan neemt significant af, maar ook de doelsoorten nemen hier af. De vooruitgang van de procentuele hoeveelheid komt hier tot 1996 vooral ten goede aan de triviale en eutrafente soorten uit zuur water. Vanaf 2008 zijn de soorten uit eutrofe en organisch verontreinigd water, vooral *Nitzschia gracilis*, hier tamelijk abundant aanwezig. Naderhand zijn deze soorten weer afgenomen. Van 2010 tot 2016 nemen de doelsoorten weer toe en daarna nemen ze af, ten gunste van triviale soorten uit zuur water. In de oudste monsters van Kliplo gaf de EKR* een zeer goede kwaliteit aan; in vrijwel alle latere jaren was de kwaliteit goed, met duidelijk minima in 1980 (nawee droogte 1976?) en 2004.

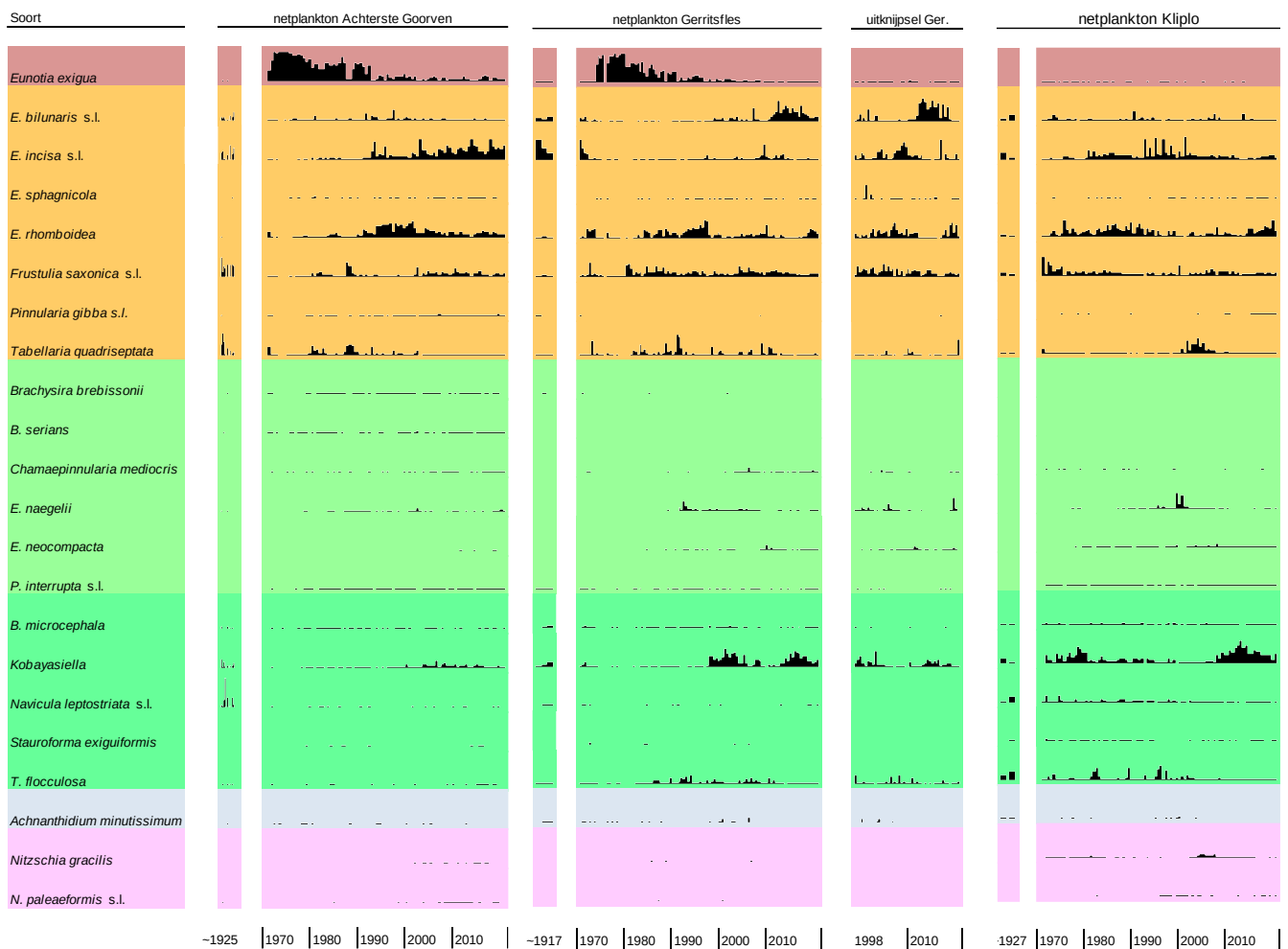
6.2.2.3 Soortensamenstelling

In Figuur 6-6 zijn de relatieve hoeveelheden van de belangrijkste soorten als tijdreeksen weergegeven, waardoor de veranderingen in soortensamenstelling binnen de ecologische groepen duidelijker worden.

In het Achterste Goorven zijn er grote verschillen in de monsters van bijna een eeuw terug en de sinds 1975 genomen monsters. In de oudste monsters domineren triviale soorten uit zure wateren, samen met de doelsoorten *Kobayasiella* (gemiddelde hoeveelheid 17%) en *Navicula leptostriata* (16%). Vanaf het zeer droge jaar 1976 tot 1980 is er een sterke toename van *Eunotia exigua* (100%). Dan is er in 1997 een duidelijke cesuur, als *E. exigua* sterk achteruitgaat, *Tabellaria quadrisepata* nog maar weinig voorkomt en *E. incisa* en vooral *E. rhomboidea* gaan co-domineren. De laatste soort kwam in de monsters van 1919 – 1928 nog maar weinig voor en neemt ook weer na de droge zomer van 2006 af, ten gunste van de doelsoort *Kobayasiella* (gemiddeld 10% tot 2014). Daarmee gaat de soortensamenstelling weer een klein beetje meer lijken op die van vroeger. Een soort als *Navicula leptostriata*, eerder beschreven als *N. heimansii* (Van Dam & Kooyman 1982), komt dan echter nauwelijks meer voor. Vanaf 2006 komen hier regelmatig storingssoorten als *Nitzschia gracilis* en *N. paleaeformis* voor, die hier een begin van interne eutrofiëring aanduiden. De soortensamenstelling verschilt van die van de andere twee intensief bemonsterde vennen o.a. door het regelmatige optreden van *Brachysira brebissonii* en *B. serians*, terwijl *Eunotia neocompacta* zeer schaars voorkomt. De laatste 15 jaar verandert de diatomeeënsamenstelling van het Achterste Goorven weinig.

In de oudste monsters van de Gerritsfles komen minder doelsoorten voor dan in het Achterste Goorven. Deze worden overheerst door de triviale soort uit zuur water *Eunotia incisa* (gemiddeld 45%). In de jaren zeventig van de vorige eeuw is er al veel *E. exigua*, die na een piek rond 1980 afneemt tot 1998. In 1981 verschijnt *Frustulia saxonica* (een bewoner van niet-mineraalzure, zure wateren) op het toneel en van 1985 tot 1998 speelt *E. rhomboidea*, net als in het vorige ven, een belangrijke rol. Vanaf 1992 piekt de triviale soort uit zure wateren *Tabellaria quadrisepata* minder vaak, maar komt de soort uit zure, voedselrijke wateren *E. naegelii* regelmatig voor. Tussen 1992 en 2010 is de doelsoort *Kobayasiella* met een vrij hoge abundantie (gemiddeld 28%) aanwezig. Na 2010 neemt deze soort weer af en gaat *E. bilunaris* (vooral var. *mucophila*, die kenmerkend is voor wateren met veel veenmos en dystrofe habitats) een grotere rol spelen. Vanaf 2015 neem *Kobayasiella* weer toe en *E. bilunaris* weer af.

Anders dan in de vorige twee vennen heeft de soortensamenstelling van Kliplo in de laatste decennia nog steeds veel overeenkomst met die van bijna een eeuw terug, hoewel er toch veranderingen zijn. Zo zijn de soorten van zuur, voedselrijk water, zoals *Eunotia neocompacta*, in de oudste monsters niet aangetroffen. De soort is hier ook algemener dan in de twee andere intensief bemonsterde vennen. De toename van de eutrafente *Nitzschia gracilis* in de periode 2008-2011 zou een gevolg van de interne eutrofiëring in die periode kunnen zijn. Van 2001 – 2010 was er ook de storingssoort *N. paleaeformis*. Andere soorten uit dit ven vertonen ook optima in bepaalde perioden, zoals *E. incisa* van 1981 tot 2000, *@ quadriseptata* van 2006 tot 2008 en *Kobayasiella* van 1981 tot 1987 en vanaf 2011 tot 2018, zonder dat dit direct aan bepaalde externe milieuv variabelen gerelateerd kan worden.



Figuur 6-6 Tijdreeksen van de 23 meest voorkomende soorten (98,6% van de totale abundantie) in 296 netplankton- en 48 uitknijpselmonsters van Achterste Goorven, Gerritsfles en Kliplo. De lengte van de staafjes geeft de procentuele abundantie in de monsters weer. De langste staafjes komen overeen met 100%. De kleuren geven de ecologische groepen aan (indeling van Tabel 6-1) en komen ongeveer overeen met die in Figuur 6-5.

6.2.3 Vergelijking bemonsteringsmethoden

In vorige verslagen (Van Dam & Mertens 2011, 2015, 2019) is de vergelijking van verschillende bemonsteringsmethoden door de verschillende laboratoria uitvoerig aan de orde geweest. De conclusies hiervan werden als volgt verwoord: "Op termijn van enkele decennia gezien zijn er weinig verschillen in de soortensamenstelling van netplankton enerzijds en uitknijpsel en aangroeijsel anderzijds. Op kortere termijn zijn er echter wel verschillen, vooral doordat de monsters van uitknijpsels en aangroeijsels de trend wat sneller registreren dan het netplankton (de laatste tien jaar is dat eutrofiëring). Het aantal soorten in de aangroeijsels en uitknijpsels is geringer dan in de monsters die met het planktonnet zijn genomen. Dat is meestal ook lichtjes over de bodem getrokken en bevat dus ook 'bodemsoroten'. De berekende pH en EKR* kunnen tussen de verschillende methoden respectievelijk enkele tienden of honderdsten verschillen, maar de richting van deze verschillen varieert per ven."

In dit rapport vergelijken we de series van netmonsters en knijpmonsters die in de periode 1999 – 2022 (24 jaar) in de Gerritsfles zijn genomen. De betreffende gegevens zijn geëxtraheerd uit Bijlage 10.13 en overzichtelijk bijeengebracht in Bijlage 10.18. In deze bijlage staan ook de berekeningen en resultaten van verschillende karakteristieken.

6.2.3.1 Similariteit en karakteristieken

De Bray-Curtis similariteit tussen net- en knijpmonsters bedraagt gemiddeld 0,59, maar loopt uiteen van 0,18 tot 0,98 (Bijlage 10.18). Dat betekent dat de verschillen soms behoorlijk groot zijn. Tabel 6-6 en Tabel 6-7 specificeren deze verschillen voor de meest voorkomende taxa en karakteristieken.

Tabel 6-6 Gemiddelden en standaardafwijkingen van alle taxa die in tenminste vijf van de 96 net- en knijpmonsters uit de Gerritsfles voorkomen. $N_{\text{gem}}/U_{\text{gem}}$ geeft de verhouding van de gemiddelden in de beide monstertypen aan. De significantie is de uitslag van de t-test voor gepaarde steekproeven voor gemiddelden. *** = $p \leq 0,001$, ** = $p \leq 0,01$, * = $p \leq 0,05$, (*) = $p \leq 0,08$. **Rood:** taxa die significant meer in netmonsters voorkomen, **zwart:** taxa die significant meer in knijpmonsters voorkomen, **grijs:** taxa zonder significante voorkeur voor een van beide typen.

Ecol. groep	Taxon	Netmonsters (N)			Uitknijpsel (U)			$N_{\text{gem}}/U_{\text{gem}}$	Signif.	Afkorting
		n	gem	s	n	gem	s			
D	<i>Neidium affine</i> var. <i>longiceps</i>	5	0,05	0,2	0	0,00	0,0	∞	(*)	NEIDAFLO
N	<i>Eunotia meisteri</i>	5	0,03	0,1	0	0,00	0,0	∞	*	EUTIMES
D	<i>Navicula leptostriata</i> s.l.	6	0,05	0,1	0	0,00	0,0	∞	*	NAVILEPT
D	<i>Encyonema lunatum</i> s.l.	8	0,06	0,2	0	0,00	0,0	∞	**	CYLAGRAC
D	<i>Brachysira microcephala</i>	25	0,71	1,0	4	0,08	0,3	8,5	***	ANOMVITR
O	<i>Neidium ampliatum</i> s.l.	32	0,63	0,7	12	0,18	0,3	3,6	***	NEIDAMPL
N	<i>Pinnularia interrupta</i> s.l.	23	0,32	0,5	6	0,09	0,3	3,4	*	PINNINRU
X	<i>Eunotia exigua</i> s.l.	45	3,80	3,7	34	1,24	1,5	3,1	***	EUTIEXIG
E	<i>Stauroneis anceps</i> s.l.	5	0,03	0,1	1	0,01	0,1	2,5		STNEANCE
D	<i>Kobayasiella</i>	47	24,60	16,4	45	10,49	10,7	2,3	***	NAVISUGR
D	<i>Oxyneis binalis</i> var. <i>elliptica</i>	9	0,07	0,2	3	0,03	0,1	2,3		TABEBIEL
N	<i>Chamaepinnularia mediocris</i>	31	1,49	2,8	12	0,68	1,5	2,2	(*)	NAVIMECR
T	<i>Tabellaria quadrisepata</i>	46	7,06	8,8	34	3,74	8,7	1,9		TABEQUAD
D	<i>Neidium densestriatum</i>	9	0,05	0,1	3	0,03	0,1	1,7		NEIDDENS
D	<i>Tabellaria flocculosa</i>	47	5,50	5,4	43	4,90	6,8	1,1		TABEFLOC
T	<i>Eunotia bilunaris</i> s.l.	48	18,20	16,6	48	21,41	24,6	0,9		EUTIBILU
T	<i>Frustulia saxonica</i> s.l.	48	14,41	6,1	48	17,92	9,8	0,8	*	FRUSRHSA
N	<i>Eunotia neocompacta</i>	28	1,45	2,8	31	1,98	2,6	0,7		EUTINYMA
T	<i>Eunotia rhomboidea</i>	48	11,60	8,6	47	17,03	14,4	0,7	**	EUTIRHOM
N	<i>Eunotia naegelii</i>	32	1,92	2,6	25	3,40	7,6	0,6		EUTINAEG
A	<i>Achnanthis minutissimum</i> s.l.	7	0,19	0,7	4	0,33	1,3	0,6		ACHMINU
T	<i>Eunotia incisa</i> s.l.	47	7,19	8,6	46	13,99	13,9	0,5	**	EUTINCI
T	<i>Eunotia sphagnicola</i>	23	0,33	0,5	24	2,28	7,4	0,1	(*)	EUTIPALU

Tabel 6-7 Gemiddelde en standaardafwijkingen van de ecologische indicatiegetallen (legenda in Bijlage 10.9), procentuele hoeveelheden van ecologische groepen (indeling in Tabel 6-1), dominantie, berekende pH en EKR* in 48 net- en 48 knijpmonsters uit de Gerritsfles. Significanties als in Tabel 6-6.

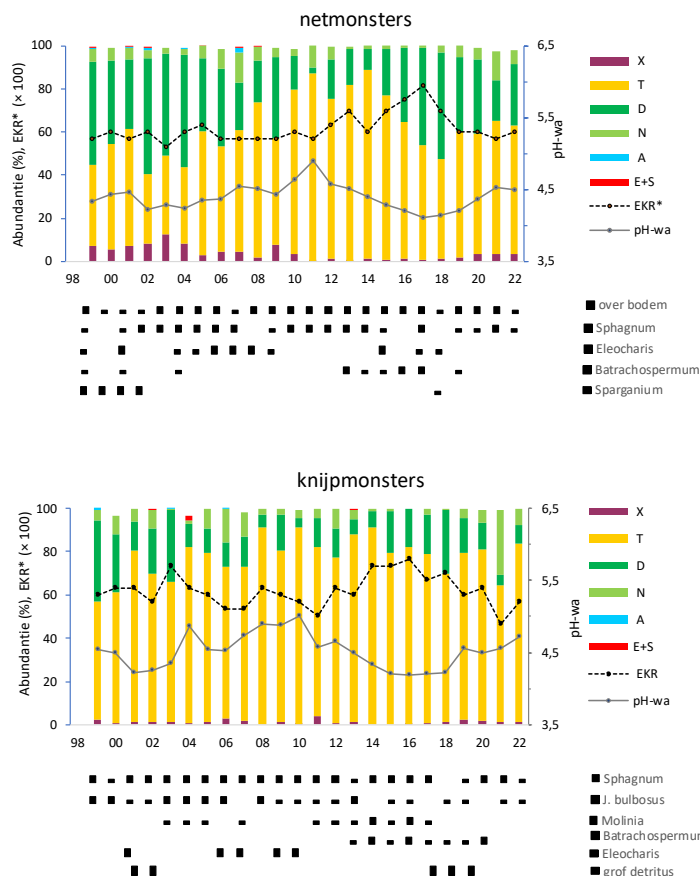
	Netmonsters (N)		Uitknijpsel (U)		N _{gem} /U _{gem}	Signif.
	gem	s	gem	s		
Indicatiegetallen						
zuurgraad (R)	1,40	0,17	1,51	0,25	0,93	***
zout (H)	1,24	0,15	1,23	0,24	1,00	
org. stikstof (N)	1,22	0,15	1,23	0,24	0,99	
zuurstof (O)	1,23	0,15	1,23	0,24	1,00	
saprobie (S)	1,32	0,13	1,29	0,23	1,02	
trofie (T)	1,16	0,12	1,13	0,16	1,02	
vocht (M)	2,87	0,13	2,85	0,19	1,01	
Ecologische groepen (% ab.)						
verzuring (X)	3,8	3,7	1,2	1,5	3,07	***
triviaal zuur (T)	58,8	17,8	76,4	13,3	0,77	***
doelsoorten (D)	31,2	16,0	15,6	11,6	2,01	***
zuur, eutroof (N)	5,2	4,3	6,1	8,3	0,85	
ubiquist (A)	0,2	0,7	0,3	1,3	0,56	
alkalisch, eutroof (E)	0,0	0,1	0,1	0,3	0,60	
storing (S)	0,0	0,0	0,1	0,3	0,08	
Diversiteit en kwaliteit						
Dominantie (%)	36,8	12,1	43,0	14,4	0,86	*
pH-wa	4,4	0,2	4,5	0,3	0,97	***
EKR*	0,62	0,08	0,62	0,09	1,00	

Bij de interpretatie van de gegevens moet worden bedacht dat er in de netmonsters steeds 400 schaalhelften en in de knijpmonsters 200 schaalhelften zijn geteld. Dat heeft waarschijnlijk geen invloed op de relatieve hoeveelheden, die immers in procenten zijn uitgedrukt, maar wel op de aantallen taxa, die met gemiddeld 13,6 in de netmonsters significant hoger zijn dan gemiddeld 10,0 in de knijpmonsters (Bijlage 10.18).

Van de 23 taxa uit Tabel 6-6 vertonen er 10 een significante voorkeur voor de netplanktonmonsters en 4 komen er significant meer voor in de knijpmonsters. Opvallend veel (5) van de taxa met een voorkeur voor de netmonsters zijn doelsoorten. Een uitgesproken aerofiele soort (bestand tegen regelmatige uitdroging) als *Eunotia sphagnicola* komt meer voor in de knijpmonsters, maar toch onvoldoende om een significant verschil in het vochtgetal te veroorzaken. Wel zijn er significante verschillen in het zuurgraadindicatiegetal R en de berekende pH, die op zuurdere omstandigheden in de netmonsters dan in de knijpmonsters duiden. Dat gaat gepaard met hogere abundanties van de verzuringsindicator *E. exigua* in de netmonsters dan in de knijpmonsters. De hogere procentuele abundanties van doelsoorten in de netmonsters ten opzichte van de knijpmonsters gaan gepaard met lagere abundanties van de triviale zuurwatersoorten.

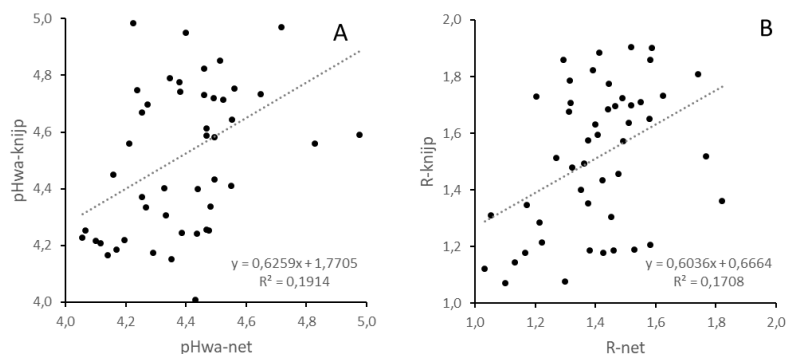
6.2.3.2 Hoofdcomponentenanalyse (PCA)

Uit de resultaten van de ordinatie (Bijlage 0, Figuur 6-7) zijn de verschillen tussen beide monstermethoden in één oogopslag duidelijk. De taxa met een voorkeur voor netmonsters en de netmonsters liggen voornamelijk onderin de diagrammen en de taxa met een voorkeur voor knijpmonsters en de knijpmonsters liggen bovenin. In het midden ligt een overlappingszone.



Figuur 6-8 Veranderingen van de procentuele hoeveelheden van de ecologische groepen (Tabel 6-1), de berekende pH en de EKR* in net- en knijpmonsters van de Gerritsfles van 1999 tot en met 2022. Elk jaar is een gemiddelde van een mei- en novembermonster. De belangrijkste bemonsterde substraten zijn met de zwarte blokjes weergegeven (laag voor 1 bemonstering, hoog voor 2 bemonsteringen). *Eleocharis* = *E. palustris*, *J. bulbosus* = *Juncus bulbosus*, *Molinia* = *M. caerulea*, *Sparganium* = *S. angustifolium*, *Sphagnum* betreft voornamelijk *S. denticulatum*.

In Figuur 6-9 zijn enkele karakteristieken uitgezet, die volgens Tabel 6-7 zeer significant verschillen tussen net- en knijpmonsters. De regressielijnen geven in beide gevallen een positief verband aan. Deze verbanden zijn significant ($p \leq 0,01$), maar de spreiding is erg groot, zodat het voor een individuele datum niet goed mogelijk is om de pH-wa en R van de knijpmonsters te voorspellen uit die van de netmonsters.



Figuur 6-9 A. Relatie tussen pH-wa van knijp- en netmonsters. B. relatie tussen het uit de kiezelwieren berekende indicatiegetal voor zuurgraad ® in de net- en knijpmonsters.

6.2.3.4 Advies

De simultane analyse van net- en knijpmonsters is begonnen omdat het bemonsteren van vaste substraten voor diatomeeën de meest gangbare techniek is (Van Dam & Mertens 2010). De netmonsters zijn genomen om ze goed te kunnen vergelijken met netmonsters uit de jaren 1916 – 1933.

Er zijn verschillen in de taxonomische samenstelling van de knijp- en netmonsters. In de netmonsters komen de doelsoorten in hogere abundantie voor dan in de knijpmonsters en is de uit de kiezelwieren berekende pH iets lager. De EKR* is gelijk. De verschillen binnen de twee monstermethoden binnen de Gerritsfles zijn echter kleiner dan die tussen de netmonsters uit de Gerritsfles en die van andere twee intensief bemonsterde vennen, zoals blijkt uit Figuur 6-9 van Van Dam & Mertens (2019).

Voor de langetermijnmonitoring van het referentiemeetnet vennen is het nodig om de netbemonstering voort te zetten. Als dit meetnet ook gebruikt gaat worden als referentie voor knijpmonsters uit andere vennen is het zinvol om in de Gerritsfles ook knijpmonsters te blijven nemen.

6.2.4 Vergelijking laboratoria

Een aantal monsters is, grotendeels door toeval, door verschillende laboratoria geanalyseerd. De oorspronkelijke resultaten zijn vermeld in Bijlage 10.11 en Bijlage 10.13 en samengebracht in Bijlage 10.20. De monsterparen 1 tot en met 5 betreffen steeds twee verschillende preparaten van hetzelfde monster, paar 6 bestaat uit 2 monsters die een maand na elkaar in Kliplo zijn genomen.

De verschillen in de Bray-Curtis similariteiten, de gemiddelden van pH-wa en EKR* van de drie laboratoria zijn samengevat in Tabel 6-8. Paar 6 is hier buiten beschouwing gelaten. Uit de cijfers blijkt dat de overeenstemming in taxonomische samenstelling tussen de laboratoria hoog is. Zoals verwacht zijn de verschillen het kleinst bij de geaggregeerde taxonomische samenstelling. De verschillen in de (uit de geaggregeerde soortenlijst) berekende pH en EKR* zijn klein. De verschillen worden voornamelijk veroorzaakt doordat *Eunotia neocompacta* var. *vixcompacta* en *E. nymanniana* door een van de laboratoria in monsters vóór 2022 niet zijn onderscheiden van andere *Eunotia*-soorten. Mogelijk zijn er ook verschillen in de opvattingen van *E. Incisa*.

In verband met de continuïteit van de monitoring in de toekomst verdient het aanbeveling om de vergelijkbaarheid van de resultaten van verschillende laboratoria meer systematisch te onderzoeken en de determinaties en tellingen meer op elkaar af te stemmen.

Tabel 6-8 Samenvatting van de verschillen in karakteristieken van paren monsters geanalyseerd door verschillende laboratoria (A = Diatomella, B = Aquon, K = Waardenburg Ecology), SIM_{rec} = Bray-Curtis similariteit op basis van de recente taxonnamen, SIM_{agg} = Bray-Curtis similariteit op basis van de geaggregeerde taxonnaam, $\Delta pH-wa$ = verschil in uit kiezelwieren berekende pH, ΔEKR^* = verschil in Ecologische Kwaliteitsratio. De getallen zijn gemiddelden met tussen haakjes minima en maxima.

Laboratoria	B-K	A-K
aantal paren	1	4
SIM_{rec} (%)	70	82 (78 - 85)
SIM_{agg} (%)	75	84 (78 - 88)
$\Delta pH-wa$	-,15	-0,01 (-0,11 - 0,12)
ΔEKR^*	,00	-0,12 (-0,20 - -0,07)

7 Blik vooruit

De natte depositie van sulfaat, ammonium en nitraat is sinds het begin van de systematische metingen in de vennen gedaald met respectievelijk circa 85, 65 en 60%. Daardoor zijn de concentraties van o.a. sulfaat, ammonium en het toxische aluminium sterk afgenomen, terwijl de pH, de alkaliniteit en het gehalte aan oplosbare organische koolstof (humusverbindingen) van de vennen zijn gestegen.

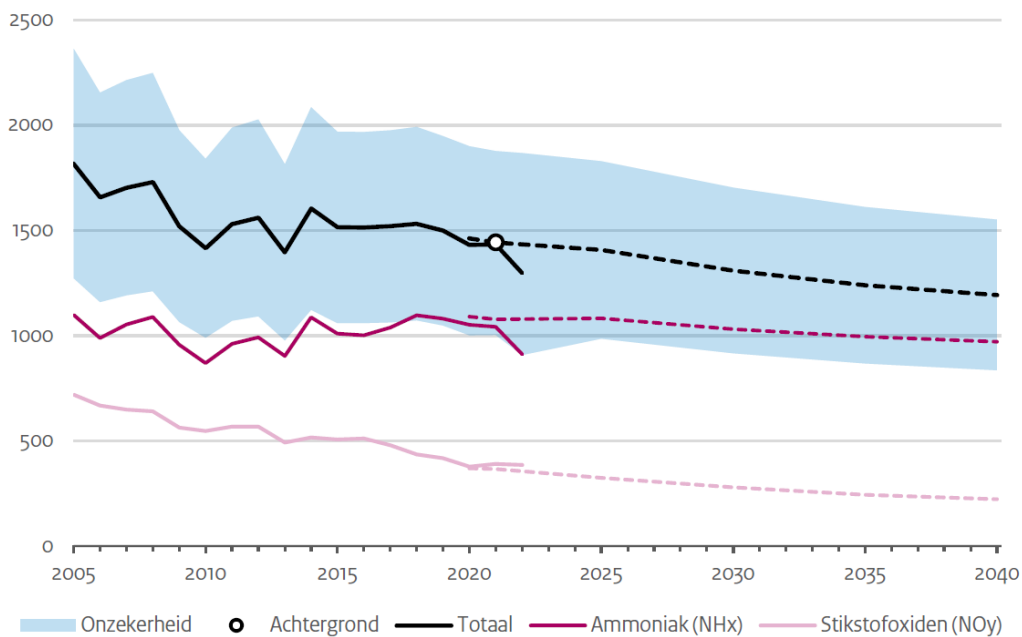
Dit heeft een positieve invloed op de waterchemie en ecologie van de vennen, wat terug te zien is in de kiezelwierensoortensamenstelling. Tot ongeveer 2000 gingen de verbeteringen vrij snel, daarna veel langzamer. De toestand van vóór de sterke verzuring is echter niet bereikt. Één van de oorzaken is interne eutrofiëring door mobilisatie van stikstof- en fosforverbindingen uit de onderwaterbodem, wat gefaciliteerd wordt door afgenomen verzuring en de temperatuurstijging door klimaatverandering. Het is goed mogelijk dat deze afbraak van organisch materiaal toeneemt, maar waarschijnlijk niet zo dat op den duur de hele sliblaag zal zijn verdwenen.

Zwaveldepositie is geen probleem meer voor de Nederlandse vennen, maar het zijn nog steeds de sterkst verzuurde meertjes van Europa, zoals blijkt uit onderzoek in het kader van de Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (Austnes et al., 2018). Er zijn grote overschrijdingen van de kritische belasting en de reductie van de stikstofbelasting is daarom dringend noodzakelijk.

De grootte van toekomstige reducties van de belasting is nog erg onzeker, maar het RIVM voorziet vermindering van emissies van sulfaat, ammonium en nitraat in 2040 tot respectievelijk 89, 89 en 72% van het huidige niveau (Hoogerbrugge e.a. 2023). Marra e.a. (2023) geven een inschatting van de toekomstige depositieniveaus van stikstofverbindingen op Natura 2000-gebieden. Die zullen in 2040 inderdaad nog op ruim 80% van het huidige niveau liggen, ofwel ca 1300 mol/ha/j (Figuur 7-1). Dat is nog ruim hoger dan de kritische depositiewaarde (KDW), die voor vennen tussen 350 en 700 mol/ha/j ligt (Tomassen e.a. 2023).

Niettemin is het zinvol de metingen voor te zetten om de effecten te volgen van de te verwachten (relatief geringe) afname van de stikstofdepositie en om fundamenteel inzicht te krijgen in de effecten van langdurig te hoge stikstofdeposities.

Bij een recente evaluatie van het Programma Stikstofreductie en Natuurverbetering is gebleken dat de effecten van de beleidsmaatregelen niet goed in beeld gebracht kunnen worden: gegevens zijn niet beschikbaar en/of niet bruikbaar (niet volledig, niet consistent, enzovoort) (Van Zeijts e.a. 2024). Het is daarom belangrijk om deze consistente meetreeks (één van de zeer weinige) voort te zetten.



Figuur 7-1 Ontwikkeling van de gemiddelde stikstofdepositie (mol/ha/j) voor stikstofgevoelige Natura 2000-gebieden vanaf 2005 met prognoses voor 2025, 2030, 2035 en 2040. 'Achtergrond' en de prognoses (gestreepte lijnen) betreffen berekeningen met gemiddelde weersomstandigheden. 'Historie' is berekend met weersomstandigheden van het betreffende jaar, waardoor er variatie van jaar tot jaar is, en deze lijn niet aansluit op de prognoses. Het blauwe vlak geeft de onzekerheid rondom de berekeningen (Marra e.a. 2023).

Omdat de huidige waarden van stikstof- en zwavelverbindingen in het oppervlaktewater al vaak beneden de rapportagegrenzen liggen is het belangrijk de rapportagegrenzen te verlagen, immers: lage concentraties in het water betekent niet dat de betreffende stof niet belangrijk zou zijn voor de biogeochemische processen. Zo kan nitraat door denitrificatie snel worden omgezet in een gasvormige fase, waardoor ondanks een hoge aanvoer de gemeten concentraties laag kunnen zijn.

Er is een wisselwerking tussen verzuring van de vennen en lage waterstanden tijdens zomerse droogteperioden. Het KNMI voorspelt dat de frequentie van droge zomers bij klimaatverandering op den duur tot tientallen procenten kan toenemen (Overbeek & van Dorland 2023). Voor een correcte interpretatie van de meetresultaten is het daarom van groot belang de waterstanden van de vennen systematisch te blijven waarnemen, tenminste door maandelijkse waarnemingen.

In de meeste van de hier onderzochte vennen worden door provincies, waterschappen of terreinbeheerders al min of meer regelmatig vegetatie-inventarisaties uitgevoerd. Het verdient aanbeveling om de verschillende biologische inventarisaties beter op elkaar af te stemmen.

8 Dankwoord

De Vereniging Natuurmonumenten, de Stichting 'Het Brabants Landschap', het Nationale Park 'De Hoge Veluwe', het Ministerie van Defensie (Dienst Vastgoed) en het Staatsbosbeheer verleenden toestemming voor het bezoek van hun terreinen.

Richard Huinink en Bram de Jong (Waterschap Vallei en Veluwe), Geert van Triest (Aqualysis) en medewerkers van AQUON (Tiel) voerden de meeste fysisch-chemische bemonsteringen uit. Hans Hop (Aqualysis) verzamelde de diatomeeënmonsters in de Gerritsfles. Julian Brouwer heeft de chemische analyses gedaan bij Stichting Bargerveen. Annie Venema (Waterschap Drents Overijsselse Delta), Lotta Holsteijn (Waterschap Vallei en Veluwe) en Jako van der Wal (AQUON) stelden de fysische en chemische gegevens beschikbaar.

Ronald Spoor en Stijn Putteman (RIVM) stelden de resultaten van de regenwateranalyses beschikbaar.

Hans Hop, Ilse Diepeveen, Remco Versluijs, Julian Brouwer, Eline van Dam, Johan Mulder, David Tempelman, Edsge Kranenburg, Ben Hoentjen, Jens Kouman, Eline Floor Houwen, André Jansen, Jako van der Wal, Linde van der Wal, Rino Jans, Harry Huijskes en Reinder Torenbeek assisteerden bij de veldwerkzaamheden. Reinder Torenbeek (Torenbeek Consultant) verrichte bovendien de maandelijkse waterstandsmetingen in de Gerritsfles. De waterstandsmetingen in Kliplo en Achterste Goorven werden uitgevoerd door medewerkers van Staatsbosbeheer en Natuurmonumenten.

Ronald Bijkerk (Waardenburg Ecology) participeerde in het ontwikkelen van de aangepaste Ecologische Kwaliteitsratio (EKR*).

Peter van Beers (Waterschap Vallei en Veluwe), Hans Kruk en Tim Termaat (Staatsbosbeheer), Mark Scheepens (Waterschap De Dommel), Herman Offereins (Provincie Drenthe), Harry Huijskes (Provincie Gelderland) en Esther van Hoof (Stichting Bargerveen) leverden commentaar op het concept.

9 Literatuur

9.1 Algemene literatuur

- Almer, B., W. Dickson, C. Ekström & E. Hörnström (1978): Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. In: Nriagu, J.O. (Ed.) Sulfur in the environment. II. Ecological impact. Wiley, New York. p. 271-311.
- Aqualysis (2019): Bijlage Producten en Diensten Catalogus. Zwolle. 141p.
- AquaSense (1995): Chemical and biological monitoring in acid sensitive surface waters in The Netherlands 1994. Report to the Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, Department of Air Pollution and Acidification (Contract 94140115). Report 95.0538. Amsterdam. 28p. + ann.
- AquaSense (1999): Monitoring van verzuring in vennen 1995-1998. In opdracht van: Zuiveringsschap Drenthe, Waterschap Veluwe, Waterschap Valleien en Eem, Waterschap De Dommel, Ministerie van Defensie. Rapport 99.1164. Amsterdam. 40p. + bijl.
- AquaSense (2002): Monitoring vennen 2000-2001. In opdracht van: Ministerie van Volksgezondheid en Milieu. Rapport 02.1725. Amsterdam. 31p.
- AquaSense (2003): Monitoring vennen 1978-2002: effecten van klimaatsverandering en vermindering van verzuring. In opdracht van: Ministerie van VROM, Waterschap Reest & Wieden, Waterschap Veluwe en Waterschap Valleien en Eem. Rapport 03.1780. Amsterdam. 42p. + bijl.
- AQUON (2019): Methoden v.27 - 20190208.xlsx. ; Leiden.
- Arts, G.H.P., H. van Dam, F.G. Wortelboer, P.W.M. van Beers & J.D.M. Belgers (2002): De toestand van het Nederlandse ven. In opdracht van: Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Directie Klimaatverandering en Industrie. Alterra-rapport 542, AquaSense-rapport 02.1715. Alterra, Wageningen / AquaSense, Amsterdam / RIVM, Bilthoven. 123p.
- Austnes, K., J. Aherne, J. Arle, M. Cicendajeva, S. Couture, J. Fölster, O. Garmo, J. Hruska, D. Monteith, M. Posch, M. Rogora, J. Sample, B.L. Skjelkvåle, S. Steingruber, J.L. Stoddard, R. Ulanczyk, H. van Dam, M. Toro Velasco, J. Vuorenmaa, R.F. Wright & H. de Wit (2018): Regional assessment of the current extent of acidification of surface waters in Europe and North America. ICP Waters Report 135/2018. Norwegian Institute for Water Research, Oslo. 134p.
- Baaijens, G. J., Everts, F. H., Grootjans, A. P., Rooke, W., van der Schaaf, S., & de Vries, N. P. J. (2003). Hoogveenontwikkeling in veentjes en kleinschalige hoogveencomplexen op het Dwingelerveld; een landschapsbenadering.
- Baaijens G.J., A.P. Grootjans, F.H. Everts, A. Henckel, N.P.J. de Vries & P.C. van der Molen, 2019. Veentjes van het Dwingelderveld. In: A.J.M. Jansen & A.P. Grootjans (red.): Hoogvenen: landschapsecologie – behoud – beheer – herstel, pp. 176-187. Noordboek Natuur, Gorredijk.
- Bakker, T.W.M., 1984. Het Dwingelderveld; Geohydrologie. Rapport SBB, Lab. Voor Plantenecologie, Haren.
- Beijerinck, W. (1926): Over verspreiding en periodiciteit van de zoetwaterwieren in Drentse heideplassen. Verhandelingen der Koninklijke Akademie van Wetenschappen 25(2) 1-211.
- Berg, M. van (red), m.m.v., H. Coops, R. Pot, W. Altenburg, R. Nijboer, T. van den Broek, M. Fagel, G. Arts, R. Bijkerk, H. van Dam T. Ietswaart, J. van der Molen, K. Wolfstein, D. de Jong & H. Hartholt (2004): Achtergronddocument referenties en maatlatten waterflora. Expertteam macrofyten en fytoplankton. STOWA, Utrecht / RIZA, / Lelystad. 116p.
- Bijkerk R, H. van Dam, G.H.P. Arts, C.A. Bultstra, A. Mertens & G.L. Verweij (2024) Drentse vennen, hoe staan ze ervoor...Een eeuw ecologische veranderingen. Rapport 23-119, Waardenburg Ecology, Culemborg. Wageningen Environmental Research, Wageningen. Adviseur Water Natuur, Amsterdam.

- Bloemendaal, F.H.J.L., J.G.M. Roelofs (red.) (1988): Waterplanten en waterkwaliteit. Natuurhistorische Bibliotheek van de KNNV 45. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht. 189p.
- Bobbink, R., C. Loran & H. Tomassen (Eds) (2022): Review and revision of empirical critical loads of nitrogen for Europe. Texte 110/2022. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. 363p.
- Boedeltje, G. & P. van Beers (2015): Monitoring vennen Vallei en Veluwe 2013. Bureau Daslook, Lochem. 51p.
- Boedeltje, G. & P. van Beers (2017): Monitoring vennen Vallei en Veluwe 2016. Bureau Daslook, Lochem. 52p. + bijl.
- Boedeltje, G., P. van Beers & R. Buitink (2019): Monitoring vennen Vallei en Veluwe 2018. Bureau Daslook, Lochem. 44p.
- Borchardt M.A. (1996): Nutrients. In: R.J. Stevenson, M.L. Bothwell & R.L. Lowe (Eds) Algal ecology: freshwater benthic ecosystems. Academic Press, San Diego. p. 184-228.
- Braak, C.J.F. ter & H. van Dam (1989): Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia* 178: 209-223.
- Braak, C.J.F. ter & P. Šmilauer (2012): CANOCO reference manual and user's guide: software for ordination (version 5.0). Biometris, Wageningen / České Budějovice. 496p.
- Brakke, D.F., A. Henriksen & S. Norton (1987): The relative importance of acidity sources for humic lakes in Norway. *Nature* 329: 432-434.
- Brantjes, N.B.M. (1972): Methodiek voor waterbeoordeling: met fytoplanktonwaarnemingen verkregen evaluatiecriteria voor natuurgebieden. Afdeling Geobotanie, Katholieke Universiteit, Nijmegen / Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. 65p.
- Bray, J.R. & J.T. Curtis (1957): An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325-349.
- Brouwer, E. & E.C.H.E.T. Lucassen (2013): Behoud van variatie in vennen met behulp van biogeochemische inzichten. *De Levende Natuur* 114: 146-151.
- Brouwer, E., H. van Kleef, H. van Dam, J. Loermans, G.H.P. Arts & J.D.M. Belgers (2009): Effectiviteit van herstelbeheer in vennen en duinplassen op de middellange termijn. Rapport 2009/dki 126-O. Ministerie LNV, Directie Kennis en Innovatie, Ede. 208p.
- Butcher, G.A. (1988): Water quality criteria for aluminum. Technical Report Water Quality Unit, Resource Quality Section, Water Management Branch, Ministry of the Environment and Parks, Province of British Columbia. 110p.
- CBS, PBL, RIVM & WUR (2018): Jaarlijkse hoeveelheid neerslag in Nederland, 1910-2017 (indicator 0508, versie 07 , 25 april 2018). www.clo.nl. Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS), Den Haag; PBL Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag; RIVM Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven; en Wageningen University and Research, Wageningen
- Dam, H. van (1982): On the use of measures of structure and diversity in applied diatom ecology. *Nova Hedwigia, Beihefte* 73: 97-115
- Dam, H. van (1987a): Monitoring of chemistry macrophytes, and diatoms in acidifying moorland pools. RIN report 87/19. Research Institute for Nature Management, Leersum. 91p. + ann.
- Dam, H. van (1987b): Ven onder vuur: de Kempesfles. *Natura* 84: 27-30.
- Dam, H. van (1988): Acidification of three moorland pools in The Netherlands by acid precipitation and extreme drought periods over seven decades. *Freshwater Biology* 20: 157-176.

- Dam, H. van, Geel, B. van, Wijk, A. van der, Geelen, J. F. M., Heijden, R. van der, & Dickman, M. D. (1988). Palaeolimnological and documented evidence for alkalization and acidification of two moorland pools (The Netherlands). *Review of palaeobotany and palynology*, 55(4), 273-316.
- Dam, H. van (1996): Partial recovery of moorland pools from acidification: indications by chemistry and diatoms. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 30: 203-218.
- Dam, H. van (1997): Vennen herstellen zich gedeeltelijk van verzuring. *H₂O* 30: 366-370, 361.
- Dam, H. van (2017): Van Wageningen naar Meise: verhuizing van een microfytencollectie. *Diatomedelingen* 41: 74-77.
- Dam, H. van & G.H.P. Arts (1993): Ecologische veranderingen in Drentse vennen sinds 1900 door menselijke beïnvloeding en beheer. Provincie Drenthe, Assen / DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Leersum / Grontmij Advies en Techniek, De Bilt. 144p.
- Dam, H. van & R.F.M. Buskens (1993): Ecology and management of moorland pools: balancing acidification and eutrophication. *Hydrobiologia* 265: 225-263.
- Dam, H. van & A. Mertens (1990): Lange-termijnonderzoek naar verzuring van vennen. *De Levende Natuur* 91: 184-192.
- Dam, H. van & A. Mertens (2004): Vennen in weer en wind: lange-termijneffecten van verzuring en klimaatsverandering op chemie en kiezelwieren. *De Levende Natuur* 105: 13-18.
- Dam, H. van & A. Mertens (2008a): Monitoring van vennen 1978-2006: effecten van klimaatverandering en vermindering van verzuring. In opdracht van: Waterschap Reest & Wieden, Waterschap Veluwe, Waterschap Vallei en Eem, Waterschap De Dommel, Gemeenschappelijk Waterschapslaboratorium. Rapport 202542, Grontmij | AquaSense, Amsterdam / Rapport 606, Herman van Dam, Adviseur Water en Natuur, Amsterdam. 100p. + bijl.
- Dam, H. van & A. Mertens (2008b): Vennen minder zuur maar warmer. *H₂O* 41(12): 36-39
- Dam, H. van & A. Mertens (2010): Kiezelwieren. In: R. Bijkerk (red.) *Handboek hydrobiologie. Biologisch onderzoek voor de ecologische beoordeling van Nederlandse zoete en brakke oppervlaktewateren*. Hoofdstuk 9.. STOWA, Amersfoort. 62p.
- Dam, H. van & A. Mertens (2011): Monitoring herstel verzuring en klimaatverandering vennen 1978-2010: temperatuur, hydrologie, chemie, kiezelwieren. In opdracht van: Provincie Drenthe, Waterschap Veluwe, Waterschap Vallei en Eem, Waterschap De Dommel, AQUON. Rapport 911. Herman van Dam, Adviseur Water en Natuur, Amsterdam. 112p.
- Dam, H. van & A. Mertens (2013): Partial recovery of shallow acid-sensitive lakes from acidification. *Environmental Scientist* 22(2): 36-40.
- Dam, H. van & A. Mertens (2014): Vennen herstellen gedeeltelijk van verzuring: het gevaar van interne eutrofiëring. *Landschap* 31: 91-100.
- Dam, H. van & A. Mertens (2015): Monitoring herstel verzuring en klimaatverandering vennen 1978-2014: temperatuur, hydrologie, chemie, kiezelwieren Rapport 1303. Herman van Dam, Adviseur Water en Natuur, Amsterdam. 123p.
- Dam, H. van & A. Mertens (2018): Netherlands. In: K. Austnes et al. *Regional assessment of the current extent of acidification of surface waters in Europe and North America*. ICP Waters Report 135/2018. Norwegian Institute for Water Research, Oslo. P. 64-69.
- Dam, H. van & A. Mertens (2019): Monitoring herstel verzuring en klimaatverandering vennen 1978-2018: temperatuur, hydrologie, chemie, kiezelwieren. Rapport 1702. Herman van Dam, Adviseur Water en Natuur, Amsterdam. 135p.
- Dam, H. van, & A. Mertens (2023). A century of diatom monitoring in acidified and warmed Dutch moorland pools. *Limnologia*, 99, 126059.

- Dam, H. van, G.H.P. Arts, R. Bijkerk, H. Boonstra, J.D.M. Belgers & A. Mertens (2013): Natuurkwaliteit Drentse vennen opnieuw gemeten: bijna een eeuw ecologische veranderingen. Herman van Dam, Adviseur Water en Natuur rapport 1010, Amsterdam /Koeman en Bijkerk rapport 2012-076, Haren / Alterra-rapport 2351, Wageningen. 286p.
- Dam, H. van, E. Brouwer, P.J. van der Reest, B.F. van Tooren & I. Schimmel-ten Kate, (red.) (2018): Themanummer vennen van Midden-Brabant. De Levende Natuur 119: 43-94.
- Dam, H. van, B. van Geel, A. van der Wijk & M.D. Dickman (1988): Beheer van vennen in historisch perspectief. De Levende Natuur 89: 66-73.
- Dam, H. van, H. Houweling, F.G. Wortelboer & J.W. Erisman (1996): Long-term changes of chemistry and biota in moorland pools in relation to changes of atmospheric deposition (Lange-termijnveranderingen van chemie en biologie van vennen in relatie tot veranderingen van atmosferische depositie). Report for the Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, Directorate-General of the Environment, Directorate Air and rate Air and Energy, Department of Air Pollution and Acidification. AquaSense report 95.0709 / IBN Research Report 96/6 / RIVM-report 732404007. AquaSense, Wageningen / DLO-Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO), Wageningen / National Institute for Public Health and Environment, Bilthoven.
- Dam, H. van, A. Mertens & J. Sinkeldam (1994): A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. Netherlands Journal of Aquatic Ecology 28: 117-131.
- Dam, H. van, D. Tempelman, E. Brouwer, K. Hanhart, F.J. van Erve, B.F. van Tooren & A. Mertens (2017): Een eeuw monitoring van vennen in Midden-Brabant: basis voor adequaat beheer. Rapport AWN 1410. Herman van Dam, Adviseur Water en Natuur, Amsterdam /Stichting Semblis, Amsterdam / Onderzoekcentrum B-WARE B.V., Nijmegen / Eelerwoude B.V., Goor / Van Erve Natuuronderzoek, Haaren / Sieralgenwerkgroep Nederland, Bilthoven / Diatomella, Wageningen. 761p. + digitale bijlagen.
- Daniels, E.E., G. Lenderink, R.W.A. Hutjes & A.A.M. Holtslag, (2014): Spatial precipitation patterns and trends in The Netherlands during 1951-2009. International Journal of Climatology 34: 1773 - 1784.
- Dickman, M.D., H. van Dam, B. van Geel, A.G. Klink & A. Van der Wijk (1987): Acidification of a Dutch moorland pool - a palaeolimnological study. Archiv für Hydrobiologie 109: 377-408.
- Dobben, H.F. van, R. Bobbink, D. Bal & A. van Hinsberg (2012): Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Rapport 2397. Alterra, Wageningen. 68p.
- Dobben, H.F. van, A. van Hinsberg, D. Bal, J.P. Mol-Dijkstra, H.J.J. Wieggers, J. Kros & W. de Vries (2015): Derivation of critical loads of nitrogen for habitat types and their exceedances in The Netherlands. In: W. de Vries, J.-P. Hettelingh & M. Posch (Eds) Critical loads and dynamic risk assessments: Nitrogen, acidity and metals in terrestrial and aquatic ecosystems. Springer. p. 547-572.
- Droogers, P. (2009): Verbetering bepaling actuele verdamping voor het strategisch waterbeheer: definitiestudie. Rapport 2009-11. STOWA, Utrecht. 69p.
- Eggels, H. (1990). Bodemkunde en geologische inventarisatie van de Oisterwijkse bossen en vennen. Vereniging Natuurmonumenten, 's-Graveland.
- Elbersen, J.W.H., P.F.M. Verdonschot, B. Roels & J.G. Hartholt, (2002): Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW). I. Typologie Nederlandse oppervlaktewateren. Alterra-rapport 669. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen. 72p.
- Eloranta, P. & J. Kwandrans (2007): Freshwater red algae (Rhodophyta): Identification guide to European taxa, particularly to those in Finland. Norrlinia 15: 1-103.
- Evans, C.D., D.T. Monteith, D. Fowler, J.N. Cape & S. Brayshaw (2011): Hydrochloric acid: An overlooked driver of environmental change. Environmental Science and Technology 45: 1887-1894.

- Faith, D., P. Minchin & L. Belbin (1987): Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69: 57-68.
- Garmo, O.A., B.L. Skjelkvåle, H.A. de Wit, L. Colombo, C. Curtis, J. Fölster, A. Hoffmann, J. Hruska, T. Hogåsen, D.S. Jeffries, W.B. Keller, P. Krám, V. Majer, D.T. Monteith, A.M. Paterson, M. Rogora, D. Rzychon, S. Steingruber, J.L. Stoddard, J. Vuorenmaa & A. Worsztynowicz (2014): Trends in surface water chemistry in acidified areas in Europe and North America from 1990 to 2008. *Water, Air and Soil Pollution* 225: 1-14.
- Hammer, O., D.A.T. Harper & P.D. Ryan (2001): PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1), 9p.
- Haveman, R. (2015): Monitoring en PAS - de les van het verleden. *De Levende Natuur* 116: 49-50.
- Helliwell, R.C., R.F. Wright, L.A. Jackson-Blake, R.C. Ferrier, J. Aherne, B.J. Cosby, C.D. Evans, M. Forsius, J. Hruska, A. Jenkins, P. Krám, J. Kopacek, V. Majer, F. Moldan, M. Posch, J.K. Potts, M. Rogora & W. Schöpp (2014): Assessing recovery from acidification of European surface waters in the year 2010: Evaluation of projections made with the MAGIC model in 1995. *Environmental Science & Technology* 48: 13280-13288.
- Henriksen, A. & H.M. Seip (1980): Strong and weak acids in surface water of southern Norway and southwestern Scotland. *Water Research* 14: 809-813.
- Hoogerbrugge, R., S. Hazelhorst, M. Huitema, K. Siteur, I. Soenario, S. Visser, W.J. de Vries & R.J. Wichink Kruit (2023): Grootschalige concentratie- en depositiekaarten Nederland. Rapportage 2023. Rapport 2023-0113. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. 92p.
- Jansen, A.J.M., J.H. Bouwman & J. Sevink (2013): Waterlandschap Hoge Veluwe; visie op de natte gebieden in Het Nationale Park de Hoge Veluwe. Unie van Bosgroepen, Ede. 53p. + bijl.
- Jansen, A.J.M., M.A.P. Horsthuis & J. Sevink, m.m.v. D. Frissen & J. van Mourik (2008): EGM vooronderzoek Deelensche Veld. Bosgroep Midden Nederland, Ede. 135p.
- Kelly, M. (2001): Use of similarity measures for quality control of benthic diatom samples. *Water Research* 35: 2784-2788.
- Kleef, H.H. van, E. Brouwer, R.S.E.W. Leuven, H. van Dam, A. de Vries-Brock, G. van der Velde & H. Esselink (2010): Effects of reduced nitrogen and sulphur deposition on the water chemistry of moorland pools. *Environmental Pollution* 158: 2679-2685.
- KNMI-RIV(M) (1979-1988): Chemische samenstelling van de neerslag over Nederland. Jaarrapporten over 1978 - 1988. Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut, De Bilt / Rijksinstituut voor Volksgezondheid (en Milieu), Bilthoven.
- Letáková, M., M. Tránková & A. Poulíčková (2018). Ecology and applications of freshwater epiphytic diatoms – review. *Cryptogamie, Algologie* 39: 3-22
- Makkink, G. F. (1957): Testing the Penman formula by means of lysimeters, *Journal of the Institution of Water Engineers* 11: 277-288
- Manuel, A.R., R.M. van Aalst, H. Bastiaens, A.H.M. Bresser, A. Don & J. Zoetelief (1984): Verzuuring door atmosferische depositie - evaluatierapport. Publikatiereeks Milieubeheer 84/2. Ministerie van Landbouw en Visserij, Den Haag / Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam. 83p.
- Marra, W.A., S.B. Hazelhorst, K.M.F. Brandt, R.J. Wichink Kruit, J.M. Schram & L.A. de Jong (2023): Monitor stikstofdepositie in Natura 2000-gebieden 2023: monitoring van de Wet stikstofreductie en natuurverbetering. RIVM-rapport 2023-0239. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. 109p.
- Molen, D.T. van der, R. Pot, C.H.M. Evers, L. van Nieuwerburgh (red.) (2012): Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2021. Rapport 2012-31. STOWA, Amersfoort. 378p.

- Molen, D.T. van der, R. Pot, C.H.M. Evers, R. Buskens & F.C.J. van Herpen, (red.) (2014): Referenties en maatlatten voor overige wateren (geen KRW-waterlichamen). Rapport 2013/14. STOWA, Amersfoort. 188p.
- Moller Pillot, H. (1958): Excursierapport Kempesflesch. Stichting Onderzoek Levensgemeenschappen, Zeist. 4p.
- Mulder, P.J.M. (1988): Onderzoek naar de grootte van het intrekgebied van het ven "De Gerritsflesch". DGV-TNO. 5p. + bijl.
- Overbeek, B. & R. van Dorland (2023): KNMI'23 klimaatscenario's voor Nederland. Publicatie 23-03. KNMI De Bilt. 65p.
- Peek, C.J. (2007): Emissies van prioritaire stoffen naar lucht in Nederland 1990-2005: consequenties herziening stoffenlijst. Publicatie 500080010. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven. 21p.
- Redeke, H.C. & A.P.C. de Vos (1932): Beiträge zur Kenntnis der Fauna niederländischer oligotropher Gewässer. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie 28: 1-45.
- Remkes, J.W., E. Dijkgraaf, A. Freriks, G.J. Gerbrandy, W.H. Majj, A.G. Nijhof, E. Post, R. Rabbinge, M.C.Th. Scholten & L. Vet (2019): Niet alles kan: eerste advies van het adviescollege stikstofproblematiek. Adviescollege Stikstofproblematiek, Amersfoort. 48p.
- Rooke, W. (2002). *Narthecium ossifragum*; een indicator voor grondwaterstroming? IVEM-doctoraalverslag nr 153, Rijksuniversiteit Groningen, Groningen.
- Reynolds (2006): Ecology of phytoplankton. Cambridge University Press, New York. 535p.
- RIVM (2013): Reductie van chemische analyses van depositie en fijn stof in landelijk meetnet luchtkwaliteit (LML), en sluiting van enkele meetstations, ingaande 1/1/2013. Bilthoven. 5p.
- Schimmel, H.J.W. & J. ter Hoeve (1952): Bodemgesteldheid en waterhuishouding van de "Gerritsflesch" bij Kootwijk. Tijdschrift van het Koninklijk Nederlandsch Aardrijkskundig Genootschap 69: 16-28.
- Simons, J., G.M. Lokhorst & A.P. Van Beem (1999): Bentische zoetwateralgen in Nederland. Natuurhistorische Bibliotheek 69. KNNV Uitgeverij, Utrecht. 280p.
- Steinberg, C. & W. Kühnel (1987): Influence of cation acids on dissolved humic substances under acidified conditions. Water Research 21: 95-98.
- Stoddard, J.L., D.S. Jeffries, A. Lükewille, T.A. Clair, P.J. Dillon C.T. Driscoll, M. Forsius, M. Johannessen J.S. Kahl J.H. Kellogg A. Kemp, J. Mannio, D. Monteith, P.S. Murdoch, S. Patrick, A. Rebsdorf, B.L. Skjelkvåle, M.P. Stainton, T. Traaen, H. van Dam, K.E. Webster, J. Wieting & A. Wilander (1999): Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. Nature 401: 575-578.
- Stuyfzand, P.J. (1989): Hydrochemische onderzoeksmethoden ter analyse van grondwaterstroming, deel 1. H₂O 22: 141-146.
- Sullivan, T.J., C.T. Driscoll, S.A. Gherini, R.K. Munson, R.B. Cook D.F. Charles & A.P. Yatsko (1989): Influence of aqueous aluminium and organic acids on measurement of acid neutralizing capacity in surface waters. Nature 338: 408-411.
- Tomassen, H., L. van_den_Berg, E. Remke, E. Brouwer & R. Bobbink (2023): Veel habitattypen blijken nóg gevoeliger voor stikstof. Vakblad Natuur Bos Landschap 20(194):16-19.
- UN-ECE (1979): 1979 Geneva Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. 7p.
- Verschoor, A.J. (2013): The power of biotic ligand models: Site-specific impact of metals on aquatic communities. Proefschrift Universiteit Leiden. 147p.
- Von Asmuth, J., S. Schaaf, S., A.P. Grootjans & K. Maas (2010). Weerstand en wegzijging in natte natuurgebieden. TU Delft.

- VROM (1976): Indicatief meerjarenprogramma 1976-1980, ter bestrijding van de luchtverontreiniging. Tweede Kamer der Staten-Generaal, Zitting 1976-1977 14314(1/2). 137p.
- Werff, A. van der (1955): A new method of concentrating and cleaning diatoms and other organisms. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 12: 276-277.
- Wetzel, R.G. (2001): Limnology: lake and river ecosystems, 3rd ed. Academic Press, San Diego. 1006p.
- Wirdum, G. van (1991): Vegetation and hydrology of floating rich-fens. Proefschrift Universiteit van Amsterdam. 310p.
- Wit, H. A. de, Valinia, S., Weyhenmeyer, G. A., Futter, M. N., Kortelainen, P., Austnes, K., ... & Vuorenmaa, J. (2016). Current browning of surface waters will be further promoted by wetter climate. Environmental Science & Technology Letters, 3(12), 430-435.
- Wit, H. A. de, Stoddard, J. L., Monteith, D. T., Sample, J. E., Austnes, K., Couture, S., ... & Evans, C. D. (2021). Cleaner air reveals growing influence of climate on dissolved organic carbon trends in northern headwaters. Environmental Research Letters, 16(10), 104009.
- Wortelboer, F.G. (1998): Modelling the effect of atmospheric deposition on shallow heathland lakes in the Netherlands: dry deposition on water: now you see it, now you don't. Environmental Pollution 102, S1: 539-546.
- Zeijts, H. van, L.G.J. van Bussel, W.F.A. van Dijk, S.J. Trienekens, S.W.M. Poppeliers, A.M. Schmidt, N.A.C. Smits, G.J. Reinds & W.A. Marra (2024): Monitoring en evaluatie van het Programma Stikstofreductie en Natuurverbetering. Synthese-rapport. PBL-publicatie 5293. Consortium PBL-RIVM-WUR | Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag. 35p.

9.2 Determinatieliteratuur kiezelwieren

- Buczkó, K, A.Z. Wojtal & R. Jahn (2009): *Kobayasiella* species of the Carpathian region: morphology, taxonomy and description of *K. tintinnus* spec. nov. Diatom Research 24: 1-21.
- Carter, J.R. & R.J. Flower (1988): A new species of *Eunotia*, *E. pirla* sp. nov., from Woolmer Pond, an acid pool in the Southeast of England. Diatom Research 3: 1-8.
- Dam, H. van & H. Kooyman (1982): A new diatom from Dutch moorland pools: *Navicula heimansii* (Bacillariophyceae). Acta Botanica Neerlandica 31: 1-4.
- Hamilton, P.B., M. Poulin & M.C. Taylor (1990): *Neidium alpinum* var. *quadripunctatum* (Hustedt) comb. nov., an important acidobiontic taxon from Northeastern North America. Diatom Research 5: 289-299.
- Jüttner, I, L. Ector, E. Reichardt, B. Van de Vijver, A. Jarlman, J. Krokowski & E. Cox (2013): *Gomphonema varireduncum* sp. nov., a new species from northern and western Europe and a re-examination of *Gomphonema exilissimum*. Diatom Research 28:303-316.
- Krammer, K. (1992): *Pinnularia*, eine Monographie der europäischen Taxa. Bibliotheca Diatomologica, Band 26, Cramer, Berlin. 353 p.
- Krammer, K. (1997): Die Cymbelloiden Diatomeen. Eine Monographie der weltweit bekannten Taxa. Teil 2. *Encyonema* part., *Encyonopsis* and *Cymbellopsis*. Bibliotheca Diatomologica 37. Cramer, Berlin. 469 pp.
- Krammer, K. (2000): The genus *Pinnularia*. Diatoms of Europe 1. Gantner, Ruggell. 703p.
- Krammer, K. (2002): *Cymbella*. Diatoms of Europe. 3. Gantner, Ruggell. 584p
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot (1997-2004): Bacillariophyceae. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/1-4. Gustav Fischer, Stuttgart.
- Kulikovskiy, M.S., H. Lange-Bertalot & A. Witkowski (2010) Diatom Flora of Polistovo-Lowatski *Sphagnum* tract. Diatom Research 25: 77-85.
- Lange-Bertalot, H. (1988) Die Gattung *Tabellaria* unter besonderer Berücksichtigung von *Tabellaria ventricosa* Kützting (Bacillariophyceae). Nova Hedwigia 46: 413-431.

- Lange-Bertalot, H. (1993): 85 neue Taxa. Bibliotheca Diatomologica 27, Cramer, Berlin. 454 pp.
- Lange-Bertalot, H. & G. Moser (1994): *Brachysira* Monographie der Gattung. Bibliotheca Diatomologica 29, Cramer, Berlin. 212p.
- Lange-Bertalot, H. & D. Metzeltin (1996): Indicators of oligotrophy: 800 taxa representative of three ecologically distinct lake types carbonate buffered - oligodystrophic - weakly buffered soft water. Iconographia Diatomologica 2: 1-390.
- Lange-Bertalot, H., K. Külbs, T. Lauser, M. Nörpel-Schempp & M. Willmann (1996): Diatom taxa introduced by George Krasske, documentation and revision. Iconographia Diatomologica 3: 1-358.
- Lange-Bertalot, H. (2001): *Navicula* sensu stricto, 10 genera separated from *Navicula* sensu stricto, *Frustulia*. Diatoms of Europe. 2. Gantner, Ruggell. 526p.
- Lange-Bertalot, H., M. Bak & A. Witkowski (2011) *Eunotia* and some related genera. Diatoms of Europe: Diatoms of the European Inland Water and Comparable Habitats. 6. Gantner, Ruggell. 747p.
- Lange-Bertalot, H., G. Hofmann, M. Werum & M. Cantonati (2017) Freshwater benthic diatoms of central Europe: Over 800 common species used in ecological assessment. English edition with updated taxonomy and added species. Koeltz Botanical Books, Schmitten/Oberreifenberg. 942pp
- Levkov, Z., D. Mitić-Kopanja & E. Reichardt (2016) The diatom genus *Gomphonema* from the Republic of Macedonia. Diatoms of Europe 8: Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Koeltz Scientific Books 552p.
- Reichardt, E. (1995): Die Diatomeen (Bacillariophyceae) in Ehrenbergs Material von Cayenne, Guyana Gallica (1843). Iconographia Diatomologica 1: 1-107.
- Van de Vijver, B., L. Beyens & H. Lange-Bertalot (2004): The Genus *Stauroneis* in the Arctic and (Sub-) Antarctic Regions. Bibliotheca Diatomologica 51, Cramer, Berlin. 317p
- Van de Vijver, B., G. Verweij, J. van der Wal & A. Mertens (2012) *Encyonopsis neerlandica*, a new freshwater diatom species (Bacillariophyta) from moorland pools in The Netherlands. Phytotaxa 66: 43-48.
- Van de Vijver, B., H. Lange-Bertalot, C. Goeyers, A. Mertens, T.M. Schuster, & L. Ector (2022): The identity of *Eunotia paludosa* Grunow 1862 (Eunotiaceae, Bacillariophyta), a revision, and the description of three new species of *Eunotia* Ehrenberg. Phytotaxa 545: .261-277.

10 Bijlagen

10.1 Fysische en chemische methoden 2019 – 2022

Overzicht van de door Aqualysis (AQL) en AQUON (AQN) gebruikte methoden en rapportage- (detectie-)grenzen (Aqualysis 2019, AQUON 2019). De nummers van de methoden zijn NEN-nummers, voorafgegaan door een c (conform) of een g (gelijkwaardig aan). huism. = huismethode. De laatste kolom geeft omrekeningsfactoren van mmol/m³ naar mg/L.

Variabele	Afk.	Eenheden en rapportagegrenzen								Aantal waarne- mingen	% bene- den rap. grens	Omrekenen mmol/m3 naar mg/L
		Methode		Oorspronkelijk			Omgerekend					
				Eenheid	AQL	AQN	Eenheid	AQL	AQN			
		AQL	AQN	Eenheid	AQL	AQN	Eenheid	AQL	AQN			
geleiding (EGV)	Ecv	c7888	c7888	mS/m	1	1	mS/m	1	1	73	0	
temperatuur	T	c6414	c6414	°C	0.1	0.1	°C	0.1	0.1	206	0	
zuurgraad	pH	huism.	c10523	pH	-	-	pH	-	-	206	0	
doorzicht	ZD	c6606	c6606	-	-	-	-	-	-	200	0	
helderheid	held	huism.	huism.	-	-	-	-	-	-	0	0	
kleur	kleur	huism.	huism.	-	-	-	-	-	-	6	0	
zuurstof	O2	huism.	c5814	mg/L	-	-	mg/L	-	-	206	0	
zuurstofverzadiging	O2%	huism.		%	-	-	%	-	-	206	0	
biochemisch zuurstofverbruik	BZV5	g1899-1	g1899-1	mg/L	1	1	mg/L	1	1	65	3	
orthofosfaat-fosfor	oP	c15681-2	c6604	mg/L	0.01	0.006	mmol/m3	0.3	0.2	212	179	0.031
totaal fosfaat-fosfor	tP	c15681-2	c15681-2	mg/L	0.04	0.02	mmol/m3	1.3	0.6	206	122	0.031
nitraat-stikstof	NO3-N	c13395	c6604	mg/L	0.05	0.03	mmol/m3	4	2	206	118	0.014
nitriet-stikstof	NO2-N	c13395	c15923-1	mg/L	0.02	0.01	mmol/m3	1	1	206	190	0.014
Kjeldahl-stikstof	kN	c6646	c6604	mg/L	0.5	0.2	mmol/m3	36	14	168	6	0.014
ammonnium-stikstof	NH4-N	c6646	c15923-1	mg/L	0.1	0.03	mmol/m3	7	2	206	72	0.014
totaal-stikstof	tN		c11905-1	mg/L	-	0.1	mmol/m3	-	7	206	7	0.014
totale alkaliniteit	M-get.	c9963-1	NPR6546	mmol/L	0.04	0.1	mmol/m3	40	100	85	18	
bicarbonaat	HCO3		huism.	mg/L	-	4	mmol/m3	-	66	54	30	0.061
totaal anorg. koolstof	TIC			mg/L	-	1	mmol/m3	-	83	36	35	0.012
opgelost anorg. koolstof	DIC			mg/L	-	2	mmol/m3	-	167	0	0	0.012
totale hardheid	Hardheid			mg/L CaCo3	-	-				77	28	
chloride	Cl	c15682	c15923-1	mg/L	3	5	mmol/m3	85	141	206	3	0.035
sulfaat	SO4	c10304-1	c15923-1	mg/L	5	2	mmol/m3	52	21	206	70	0.096
aluminium-totaal	Al-t	c17294-2	c17294-2	mg/L	0.05	0.01	mmol/m3	1.9	0.4	44	1	0.027
aluminium-opgelost	Al-t	c17294-2	c17294-2	mg/L	0.05	0.01	mmol/m3	1.9	0.4	56	6	0.027
calcium-totaal	Ca-t	c17294-2	c17294-2	mg/L	0.5	0.2	mmol/m3	12.5	5	45	0	0.04
calcium-opgelost	Ca-o	c17294-2	c17294-2	mg/L	0.5	0.2	mmol/m3	12.5	5	55	13	0.04
ijzer-totaal	Fe-t	c17294-2	c17294-2	mg/L	0.02	0.01	mmol/m3	0.4	0.2	45	0	0.056
ijzer-opgelost	Fe-o	c17294-2	c17294-2	mg/L	0.02	0.01	mmol/m3	0.4	0.2	55	2	0.056
kalium-totaal	K-t	c17294-2	c17294-2	mg/L	0.1	0.1	mmol/m3	2.6	2.6	45	1	0.039
kalium-opgelost	K-o	c17294-2	c17294-2	mg/L	0.1	0.1	mmol/m3	2.6	2.6	55	1	0.039
magnesium-totaal	Mg-t	c17294-2	c17294-2	mg/L	0.1	0.01	mmol/m3	4.1	0.4	45	0	0.024
magnesium-opgelost	Mg-o	c17294-2	c17294-2	mg/L	0.1	0.01	mmol/m3	4.1	0.4	55	0	0.024
natrium-totaal	Na-t	c17294-2	c17294-2	mg/L	0.2	0.2	mmol/m3	8.7	8.7	45	0	0.023
natrium-opgelost	Na-o	c17294-2	c17294-2	mg/L	0.2	0.2	mmol/m3	8.7	8.7	56	0	0.023
silicium	SiO2		c6604	mg/L	1	0.05		36	2	44	11	0.028
chlorofyl-a	chl-a	c6520	c6520	µg/l	10;25;50	3	µg/l	10;25;50	3	62	14	
opgelost org. koolstof	DOC	c1484	c1484	mg/L	2	2	mmol/m3	71	71	52	3	0.012
totaal org. koolstof	TOC	c1484	c1484	mg/L	2	2	mmol/m3	71	71	104	11	0.012
onopgeloste stoffen (OB/ZS)	ZS	c6484/c6499	c872	mg/L	5	4	mg/L	5	4	85	25	

10.2 Fysische en chemische gegevens 2019-2022

Gegevens alleen digitaal

Gebied: DR = Drenthe, VE = Veluwe, BR = Noord-Brabant.

Lab: AQL = Aqualysis, AQN = Aquon

Ven: Zie Tabel 6-1

Afwijkende afkortingen voor variabelen:

Chl-a	chlorofyl-a
DIC	opgeloste anorganische koolstof
DOC	opgeloste organische koolstof
ECv	elektrisch geleidingsvermogen bij 25° C (veld)
M-getal	alkaliniteit (alk)
O2%	zuurstofverzadigingspercentage
oP	ortho-fosfaat
P-getal	fenolftaleïne-alkaliniteit
pHv	pH, gemeten in het veld of vlak na de monstername
TIC	totaal anorganische koolstof
TOC	totaal organische koolstof
tP	totaal-fosfaat
ZD	zichtdiepte (Secchi-schijf)
ZS	zwevende stof (onopgeloste bestanddelen)

De toevoeging -o staat voor opgelost (na filtratie over 0,45 µm), de toevoeging -t voor totaal (ongefiltreerd).

10.3 Fysische en chemische gegevens 1919-2022

Gegevens alleen digitaal.

Afkortingen: AGA = Achterste Goorven punt A (west, coörd. 142,65 ; 397,23), AGB = Achterste Goorven punt B (midden, damsoksel, coörd. 142,78; 397,25). Overige locaties en afkortingen zie Bijlage 10.1.

Laboratoria:

AQL	Aqualysis (voorheen Groot Salland)	LEEN	P. Leentvaar
AQN	Aquon (voorheen GWL)	NM	Natuurmonumenten
AS	AquaSense, Amsterdam	OYE	P. van Oye, Gent
AWN	Adviseur Water en Natuur, Amsterdam	PPD	Provinciale Planologische Dienst Drenthe
BEY	Beijerinck (1926)	R&VO	Redeke & De Vos (1932)
BRA	Brantjes (1972)	RDR	Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening
CLVG	Centraal Laboratorium voor de Volksgezondheid	RED	H.C. Redeke
GGD	GGD Amsterdam	RHIL	Rioolwaterzuivering Hilversum
GRS	Waterschap Groot Salland	RING	J. Ringelberg
GTD	Gemeenschappelijke Technologische Dienst, Boxtel	RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne
GWL	Gemeenschappelijk Waterlaboratorium (voorheen GTD)	VIT	Vitens (voorheen Hydron)
HEIM J.	Heimans, Amsterdam	WMN	Waterleidingbedrijf Midden-Nederland
HVR	Hugo de Vrieslaboratorium, Universiteit van Amsterdam	WMO	Waterleidinglaboratorium Oost-Gelderland
HYD	Hydron (voorheen WMN)	WSV	Waterschap Veluwe
KUN	Katholieke Universiteit Nijmegen, Vakgroep Aquatische Oecologie	ZSD	Zuiveringschap Drenthe

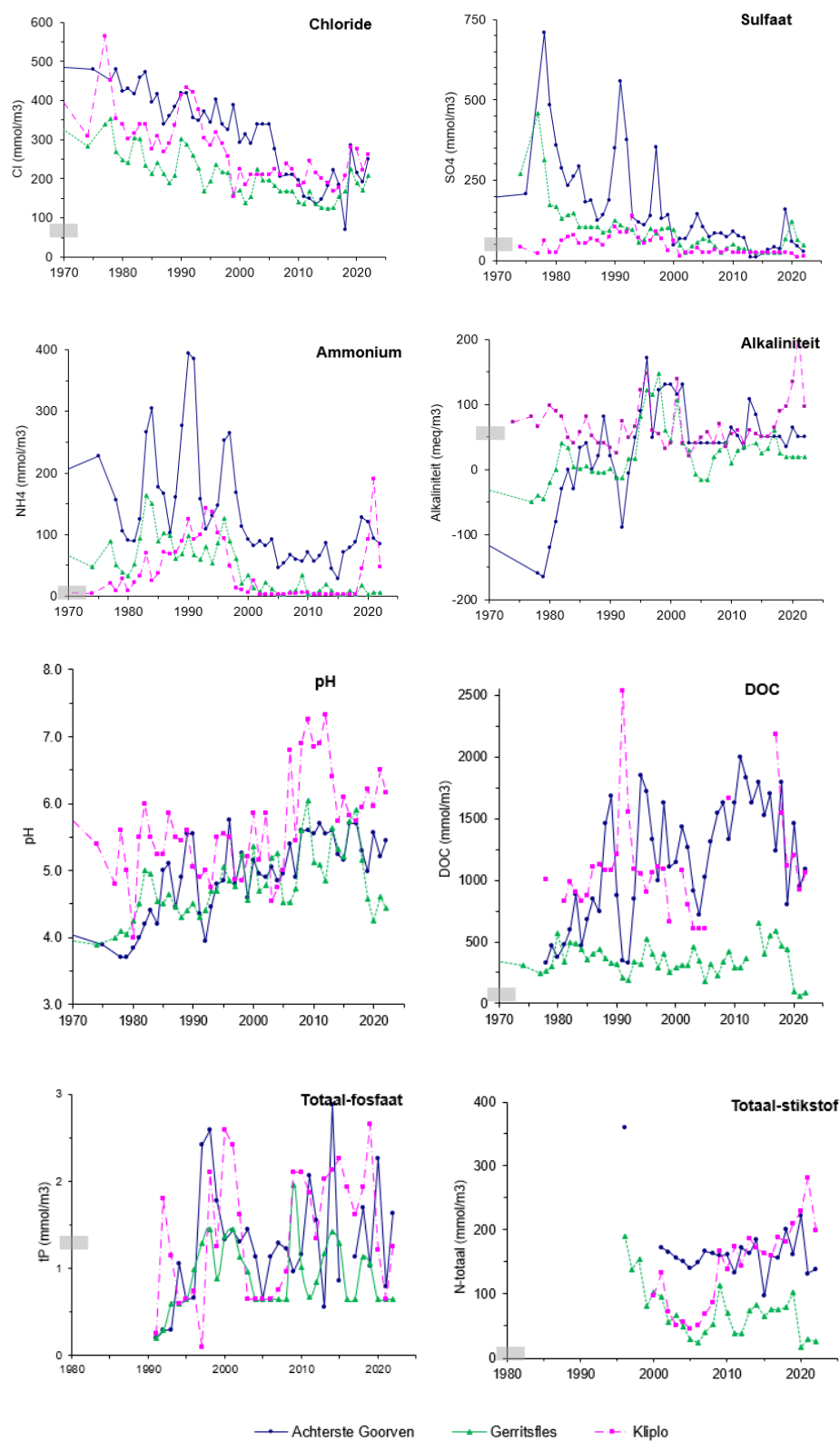
Afwijkende afkortingen voor variabelen:

A	organische anionen, berekend uit DOC en pH
alk	alkaliniteit
ANC	Acid Neutralizing Capacity
ANCOoa	Acid Neutralizing Capacity (adjusted for organic acids)
Chl-a	chlorofyl-a
DOC	opgeloste organische koolstof
ECv	elektrisch geleidingsvermogen bij 25° C (veld)
IR	ionic ratio ($2 \square \text{Ca} / (2 \square \text{Ca} + \text{Cl})$)
ksur	kationenoverschot (%) ($= 100 \square (\text{skat} - \text{san}) / (\text{skat} + \text{san})$)
O2%	zuurstofverzadigingspercentage
oP	ortho-fosfaat
pHv	pH, gemeten in het veld of vlak na de monsternamen
san	anionensom ($= \text{Cl} + \text{NO}_3 + \text{NO}_2 + 2 \square \text{SO}_4 + \text{A} + \text{alk}$)
skat	kationensom2 ($= \text{H} + \text{NH}_4 + 2 \square \text{Ca} + 2 \square \text{Mg} + 3 \square \text{Fe} + (3 - (\text{pH} - 4) \square \text{Al})$)
TIC	totaal anorganische koolstof
tP	totaal-fosfaat
ZD	zichtdiepte (Secchi-schijf)

In de tabel zijn waarden beneden de rapportagegrenzen (zie Bijlage 10.1) bijgesteld. Op ruwe waarden gezet indien bekend is dat ze hoger zijn dan de halve rapportagegrens, anders op halve rapportagegrens.

10.4 Jaarlijkse veranderingen waterchemie

Veranderingen van de medianen van geselecteerde chemische parameters in de intensief bemonsterde vennen. De grijze blokjes indiceren de rapportagegrens.



10.5 Uitslagen Friedmantoets voor geselecteerde waterchemische gegevens

Variabele													Variabele												
Significantie													Significantie												
CI													SO4												
	1978	1982	1986	1990	1994	1998	2002	2006	2010	2014	2018		1978	1982	1986	1990	1994	1998	2002	2006	2010	2014	2018		
0.0000	1982	0.057	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.0000	1982	0.221	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	1986	<u>0.019</u>	0.054	-	-	-	-	-	-	-	-		1986	<u>0.009</u>	<u>0.025</u>	-	-	-	-	-	-	-	-		
	1990	0.620	0.150	<u>0.003</u>	-	-	-	-	-	-	-		1990	<u>0.023</u>	<u>0.032</u>	0.573	-	-	-	-	-	-	-		
	1994	<u>0.011</u>	<u>0.036</u>	0.211	<u>0.003</u>	-	-	-	-	-	-		1994	<u>0.003</u>	<u>0.003</u>	<u>0.003</u>	<u>0.018</u>	-	-	-	-	-	-		
	1998	<u>0.006</u>	0.119	0.348	<u>0.007</u>	0.592	-	-	-	-	-		1998	<u>0.006</u>	<u>0.023</u>	0.858	0.893	<u>0.009</u>	-	-	-	-	-		
	2002	<u>0.008</u>	<u>0.013</u>	<u>0.032</u>	<u>0.004</u>	0.098	0.109	-	-	-	-		2002	<u>0.003</u>	<u>0.003</u>	<u>0.003</u>	<u>0.005</u>	<u>0.032</u>	<u>0.003</u>	-	-	-	-		
	2006	<u>0.010</u>	<u>0.045</u>	0.325	<u>0.006</u>	0.755	0.893	0.183	-	-	-		2006	<u>0.003</u>	<u>0.003</u>	<u>0.003</u>	<u>0.018</u>	0.153	<u>0.003</u>	<u>0.010</u>	-	-	-		
	2010	<u>0.004</u>	<u>0.003</u>	<u>0.006</u>	<u>0.003</u>	<u>0.010</u>	<u>0.032</u>	0.109	<u>0.006</u>	-	-		2010	<u>0.003</u>	<u>0.003</u>	<u>0.003</u>	<u>0.004</u>	0.128	<u>0.003</u>	0.052	0.953	-	-		
	2014	<u>0.003</u>	<u>0.003</u>	<u>0.003</u>	<u>0.003</u>	<u>0.003</u>	<u>0.008</u>	<u>0.020</u>	<u>0.004</u>	0.369	-		2014	<u>0.003</u>	<u>0.003</u>	<u>0.003</u>	<u>0.004</u>	<u>0.013</u>	<u>0.004</u>	0.919	0.091	<u>0.040</u>	-		
	2018	<u>0.003</u>	<u>0.006</u>	<u>0.006</u>	<u>0.003</u>	0.181	0.129	0.929	0.055	0.140	<u>0.003</u>	-	2018	<u>0.003</u>	<u>0.003</u>	<u>0.004</u>	<u>0.003</u>	0.068	<u>0.003</u>	0.406	0.414	0.277	0.475	-	
	2022	<u>0.003</u>	<u>0.005</u>	0.090	<u>0.003</u>	0.393	0.787	0.397	0.504	<u>0.020</u>	<u>0.005</u>	0.194	2022	<u>0.003</u>	<u>0.003</u>	<u>0.003</u>	<u>0.005</u>	<u>0.023</u>	<u>0.003</u>	0.964	<u>0.032</u>	<u>0.018</u>	0.928	0.349	
NH4													Alk												
	1978	1982	1986	1990	1994	1998	2002	2006	2010	2014	2018		1978	1982	1986	1990	1994	1998	2002	2006	2010	2014	2018		
0.0001	1982	0.929	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.0005	1982	0.159	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	1986	0.824	0.904	-	-	-	-	-	-	-	-		1986	<u>0.008</u>	0.441	-	-	-	-	-	-	-	-		
	1990	0.789	0.965	0.824	-	-	-	-	-	-	-		1990	0.221	0.878	0.645	-	-	-	-	-	-	-		
	1994	<u>0.041</u>	<u>0.010</u>	<u>0.026</u>	<u>0.012</u>	-	-	-	-	-	-		1994	0.050	0.286	0.683	0.308	-	-	-	-	-	-		
	1998	0.305	0.247	0.373	0.281	0.074	-	-	-	-	-		1998	<u>0.016</u>	0.119	0.306	<u>0.040</u>	0.414	-	-	-	-	-		
	2002	<u>0.003</u>	<u>0.010</u>	<u>0.036</u>	<u>0.023</u>	0.373	<u>0.022</u>	-	-	-	-		2002	<u>0.010</u>	<u>0.028</u>	<u>0.048</u>	<u>0.003</u>	<u>0.050</u>	0.098	-	-	-	-		
	2006	<u>0.013</u>	<u>0.016</u>	0.061	0.130	0.894	0.239	0.234	-	-	-		2006	<u>0.026</u>	0.082	0.396	0.196	0.893	0.754	0.142	-	-	-		
	2010	<u>0.005</u>	<u>0.013</u>	<u>0.023</u>	<u>0.023</u>	0.068	0.755	<u>0.032</u>	0.788	0.218	-		2010	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	2014	<u>0.003</u>	<u>0.008</u>	<u>0.021</u>	0.050	0.327	<u>0.033</u>	0.858	0.167	0.505	-		2014	<u>0.008</u>	0.068	0.226	<u>0.008</u>	0.228	0.651	<u>0.038</u>	0.533	-	-		
	2018	<u>0.013</u>	<u>0.023</u>	<u>0.011</u>	<u>0.018</u>	0.655	0.061	0.575	0.721	0.441	0.234	-	2018	<u>0.003</u>	0.050	<u>0.025</u>	0.055	0.195	0.656	0.135	0.688	-	0.787	-	
	2022	<u>0.026</u>	0.050	0.075	0.155	0.755	0.197	0.423	0.624	0.721	0.153	0.894	2022	<u>0.003</u>	<u>0.026</u>	<u>0.011</u>	<u>0.018</u>	0.154	0.327	0.622	0.167	-	0.301	0.221	
ANC													IR												
	1978	1982	1986	1990	1994	1998	2002	2006	2010	2014	2018		1978	1982	1986	1990	1994	1998	2002	2006	2010	2014	2018		
0.0000	1982	<u>0.047</u>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.0168	1982	0.168	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	1986	<u>0.045</u>	<u>0.036</u>	-	-	-	-	-	-	-	-		1986	0.109	0.894	-	-	-	-	-	-	-	-		
	1990	<u>0.048</u>	<u>0.020</u>	0.243	-	-	-	-	-	-	-		1990	<u>0.018</u>	0.635	0.341	-	-	-	-	-	-	-		
	1994	<u>0.007</u>	<u>0.003</u>	0.141	<u>0.006</u>	-	-	-	-	-	-		1994	<u>0.003</u>	0.083	0.074	0.097	-	-	-	-	-	-		
	1998	<u>0.022</u>	0.281	0.593	0.964	0.061	-	-	-	-	-		1998	0.285	0.385	0.894	0.332	0.090	-	-	-	-	-		
	2002	<u>0.005</u>	<u>0.003</u>	<u>0.006</u>	<u>0.005</u>	0.099	<u>0.007</u>	-	-	-	-		2002	<u>0.032</u>	0.142	<u>0.028</u>	0.423	0.759	0.229	-	-	-	-		
	2006	<u>0.003</u>	<u>0.003</u>	0.055	<u>0.005</u>	0.166	<u>0.029</u>	0.894	-	-	-		2006	<u>0.005</u>	0.053	<u>0.021</u>	<u>0.032</u>	0.475	0.056	0.562	-	-	-		
	2010	<u>0.003</u>	<u>0.003</u>	<u>0.044</u>	<u>0.005</u>	0.141	<u>0.005</u>	0.754	0.654	-	-		2010	0.099	0.859	0.442	0.824	0.196	0.755	0.108	0.099	-	-		
	2014	<u>0.006</u>	<u>0.006</u>	<u>0.016</u>	<u>0.014</u>	0.265	<u>0.011</u>	1.000	0.929	0.858	-		2014	0.074	0.657	0.326	0.894	0.328	0.533	0.529	0.213	0.755	-		
	2018	<u>0.011</u>	<u>0.005</u>	0.099	<u>0.011</u>	0.529	<u>0.032</u>	0.502	0.655	0.928	0.753	-	2018	<u>0.026</u>	0.119	<u>0.036</u>	0.449	0.858	0.130	0.682	0.858	0.167	0.182	-	
	2022	<u>0.004</u>	<u>0.003</u>	<u>0.018</u>	<u>0.005</u>	0.164	<u>0.007</u>	0.526	0.964	0.850	0.823	0.624	2022	<u>0.006</u>	0.075	<u>0.032</u>	0.305	1.000	0.091	0.721	0.824	0.229	0.229	0.787	
pH													AI												
	1978	1982	1986	1990	1994	1998	2002	2006	2010	2014	2018		1978	1982	1986	1990	1994	1998	2002	2006	2010	2014	2018		
0.0005	1982	0.059	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.0001	1982	<u>0.028</u>	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	1986	<u>0.003</u>	0.386	-	-	-	-	-	-	-	-		1986	<u>0.045</u>	0.155	-	-	-	-	-	-	-	-		
	1990	0.074	0.799	0.284	-	-	-	-	-	-	-		1990	<u>0.011</u>	0.168	1.000	-	-	-	-	-	-	-		
	1994	<u>0.021</u>	0.594	0.760	0.483	-	-	-	-	-	-		1994	<u>0.010</u>	<u>0.023</u>	0.235	<u>0.049</u>	-	-	-	-	-	-		
	1998	<u>0.012</u>	0.359	0.959	0.259	0.919	-	-	-	-	-		1998	<u>0.008</u>	0.083	0.533	0.721	0.304	-	-	-	-	-		
	2002	<u>0.022</u>	0.385	0.959	0.350	0.592	0.929	-	-	-	-		2002	<u>0.003</u>	<u>0.013</u>	0.182	0.119	0.755	0.533	-	-	-	-		
	2006	<u>0.008</u>	0.153	0.308	0.130	0.154	0.398	0.236	-	-	-		2006	<u>0.003</u>	0.075	0.423	0.646	0.444	0.894	0.624	-	-	-		
	2010	<u>0.003</u>	<u>0.005</u>	0.055	<u>0.021</u>	0.059	0.068	0.092	0.610	-	-		2010	<u>0.003</u>	<u>0.006</u>	<u>0.041</u>	<u>0.029</u>	0.386	<u>0.026</u>	0.141	0.059	-	-		
	2014	<u>0.007</u>	0.154	0.562	0.247	0.372	0.506	0.228	0.655	0.167	-		2014	<u>0.003</u>	<u>0.029</u>	0.286	0.141	0.959	0.266	0.755	0.261	0.090	-		
	2018	<u>0.004</u>	<u>0.045</u>	0.155	<u>0.040</u>	0.119	0.100	0.138	0.397	0.964	0.228	-	2018	<u>0.004</u>	<u>0.050</u>	0.532	0.824	0.349	1.000	0.372	0.655	<u>0.036</u>	0.212	-	
	2022	<u>0.003</u>	0.050	0.142	<u>0.029</u>	0.197	0.105	0.182	0.789	0.422	0.323	0.787	2022	<u>0.023</u>	0.533	0.657	0.789	0.091	0.350	0.059	0.181	<u>0.006</u>	<u>0.016</u>	0.194	
DOC met Drenthe													DOC zonder Drenthe												
	1978	1982	1986	1990	1994	1998	2002	2006	2010	2014	2018		1978	1982	1986	1990	1994	1998	2002	2006	2010	2014	2018		
0.0260	1982	0.161	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1150	1982	0.208	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	1986	<u>0.017</u>	0.204	-	-	-	-	-	-	-	-		1986	<u>0.010</u>	0.245	-	-	-	-	-	-	-	-		
	1990	0.175	0.865	0.168	-	-	-	-	-	-	-		1990	0.327	0.475	0.112	-	-	-	-	-	-	-		
	1994	0.075	0.310	0.553	0.089	-	-	-	-	-	-		1994	<u>0.032</u>	0.285	0.623	<u>0.036</u>	-	-	-	-	-	-		
	1998	0.091	0.395	1.000	0.204	0.799	-	-	-	-	-		1998	<u>0.045</u>	0.592	1.000	0.061	0.754	-	-	-	-	-		
	2002	<u>0.028</u>	0.310	0.609	0.089	0.865	0.865	-	-	-	-		2002	0.180	0.965	0.653	0.106	0.164	0.422	-	-	-	-		
	2006	<u>0.018</u>	<u>0.033</u>	<u>0.034</u>	<u>0.028</u>	0.398	0.204	0.270	-	-	-		2006	0.075	0.560	0.789	0.167	0.562	0.654	0.562	-	-	-		
	2010	0.062	0.446	0.932	0.204	0.799	0.866	0.671	0.204	-	-		2022	0.119	0.823	0.180	0.303	0.108	0.196	0.325	-	-	0.280		
	2014	<u>0.018</u>	0.128	0.233	0.107	0.497	0.310	0.307	0.672	0.269	-		2014	-	-	-	-	0.593	0.590	0.302	0.560	0.098	-		
	2018	<u>0.027</u>	0.175	0.865	0.236	0.865	1.000	1.000	0.051	0.865	0.397	-	2018	-	-	-	-	0.142	0.531	<u>0.021</u>	0.718	0.959	0.1		

10.6 Waterstanden 1979-2022 (tabel)

Gegevens alleen digitaal.

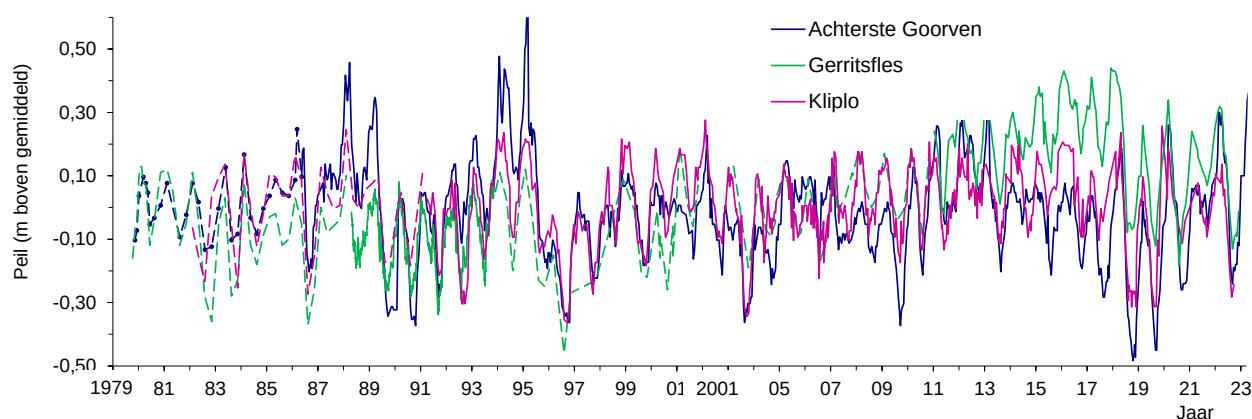
In de bijlage zijn 3833 waarnemingen van de instanties en personen uit onderstaande tabel vermeld.

Tabel 10-1 Aantal waarnemingen per bron en per ven (AGE = Achterste Goorven, GER = Gerritsfles, KLI = Kliplo)

Bron	AGE	GER	KLI	Alle	Instantie/persoon
AQL		9		9	Aqualysis
AS		1	13	14	AquaSense
DOD			22	22	Waterschap Drents Overijsselse Delta
FvdL		2036		2036	Fons van der Linden (RIN)
GRS		33		33	Waterschap Groot Salland
HVD	53	94	20	167	Herman van Dam (Adviseur Water en Natuur)
IBN			8	8	Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek
NM	707			707	Natuurmonumenten
PvB		1		1	Peter van Beers (WSV)
R&W			153	153	Waterschap Reest en Wieden
RIN			54	54	Rijksinstituut voor Natuurbeheer
RIVM			9	9	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
RTO		93		93	Reinder Torenbeek (Torenbeek Consultant)
SBB			307	307	Staatsbosbeheer
WSV		5		5	Waterschap Veluwe
ZSD			4	4	Zuiveringsschap Drenthe
Alle	760	2272	590	3622	

10.7 Waterstanden 1979-2022 (grafiek)

Veranderingen van de waterstand in de intensief bemonsterde vennen. Met streepjeslijnen zijn de perioden met extensieve waarnemingen (kwartaalgemiddelden) weergegeven. De getrokken lijnen stellen perioden met maandgemiddelden voor. De getallen op de horizontale as staan bij het streepje van 1 januari van het betreffende jaar. De getallen geven de afwijking ten opzichte van de gemiddelde waterstand over de periode 1980 – 2022 aan. Deze bedragen voor Achterste Goorven, Gerritsfles en Kliplo respectievelijk 8,29, 39,99 en 13,00 m +NAP.



10.8 Chemische kwaliteit (KRW)

Zomergemiddelde concentraties van totaal-fosfaat en totaal-stikstof in mmol m⁻³ per jaar en gemiddeld voor alle meetjaren. De kwaliteitsklassen zijn aangegeven met de kleuren uit Tabel 5-3.

Type	Ven	Jaar	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	gem.	
Totaal-fosfaat																															
Drenthe																															
M26	Kliplo						2.9	2.8	2.7	0.6	0.6	0.7	0.6	1.3	1.6	2.4	2	2.9	1.9	2.3	2.2	2.0	2.3	1.8	1.8	2.3	1.8	0.6	1.5	1.81	
M26	Poort 2								2.3	4.2							1.5				3.9			7.3	3.2				9.2	4.35	
M26	Diepveen								0.6	1.8							1.4				1.9			1.3	0.6				0.6	1.23	
M26	Echtenerzand								0.6	2.7							1.8	1.6			1.6			1.1	0.6	1.8			1.8	1.56	
Veluwe																															
M12	Gerritsfles		1.4	1.9	0.3	0.7	1.4	2.6	1.1	0.9	1.1		0.6	0.6	0.6	0.6	2.5	1.1	0.7	0.8	1.1	1.8	1.8	1.1	0.6	1.1	1.5	0.6	0.6	0.6	1.1
M13	Kempesfles									1.6							3.4				6.8			3.6			2.9			1.6	3.32
M12	Deelense Was								0.8					0.8				0.6				1.1	0.3		1.0	0.6			0.6		0.73
N. -Brabant																															
M12	A. Goorven		2.4					2.6	1.4	2.6	1.3	0.6	2.3	1.3	1.9	1.0	2.7	1.4	3.4	0.8	3.0	1.0			3.4	2.6	0.4	3.1	0.3	0.8	1.83
M12	Groot Huisven								1.3					3.9			1.5	1.6							2.0	0.6				1.4	1.73
M13	M. Wolfspuiven								3.5					3.6			2.3	6.5								1.8			0.0	2.75	
M12	Schaapsven								0.7					3.6			2.9	4.2				2.3		1.0	1.5			0.1	2.03		
Totaal-stikstof																															
Drenthe																															
M26	Kliplo						86	1410	75	47	49	52	47	70	117	167	158	184	173	185	172	173	151	177	188	200	186	306	204	199	
M26	Poort 2								174	177				138			65				428			313	160				414	234	
M26	Diepveen								73	83				70			79				86			91	99				99	84.9	
M26	Echtenerzand								74	116				106			108	90			99			114		87	138		146	108	
Veluwe																															
M12	Gerritsfles		208	132	151	65	84	58	167	50	43	29	14	42	51	138	71	40	26	63	85	74	76	57	74	83	0	35	0	71	
M13	Kempesfles								132					175			245					164			95			114		154	
M12	Deelense Was								8					62			43			39	39		54		58			38		42.6	
N. -Brabant																															
M12	A. Goorven		314					198	264	147	134	159	166	156	150	128	173	108	160	134	185	86	180	277	237	143	257	107	132	174	
M12	Groot Huisven								104				152			89	102				88			116	60			39		93.7	
M13	M. Wolfspuiven								175				131			109	88				77				91			100		110	
M12	Schaapsven								161				159			156	159				115			66	69			111		124	

10.9 Indeling ecologische indicatiegetallen kiezelwieren

R pH	1	Acidobiont	optimaal bij pH < 5,5		
	2	acidofiel	voornamelijk bij pH < 7		
	3	circumneutraal	voornamelijk bij pH ~ 7		
	4	alkalifiel	voornamelijk bij pH > 7		
	5	alkalibiont	uitsluitend bij pH > 7		
	6	indifferent	geen duidelijk pH-optimum		
H Zoutgehalte			Cl ⁻ (mg/l)	Saliniteit (‰)	
	1	Zoet	< 100	< 0,2	
	2	zoetbrak	< 500	< 0,9	
	3	brakzoet	500 - 1000	0,9 - 1,8	
	4	Brak	1000 - 5000	1,8 - 9,0	
N Stikstofopname	1	stikstofautotrofe soorten, tolerant voor zeer geringe concentraties organisch gebonden stikstof			
	2	stikstofautotrofe soorten, tolerant voor hogere concentraties organisch gebonden stikstof			
	3	facultatief stikstofheterotrofe soorten, hebben periodiek hogere concentraties organisch gebonden stikstof nodig			
	4	obligaat stikstofheterotrofe soorten, hebben voortdurend hogere concentraties organisch gebonden stikstof nodig			
O Zuurstofbehoefte	1	voortdurend hoog (ca 100% verzadiging)			
	2	vrij hoog (boven 75% verzadiging)			
	3	matig (boven 50% verzadiging)			
	4	laag (boven 30% verzadiging)			
	5	zeer laag (ca 10% verzadiging)			
S Saprobie			waterkwali- teitsklasse	O ₂ -verzadi- ging (%)	BOD ₅ ²⁰ (mg/l)
	1	oligosaproob	I, I-II	> 85	< 2
	2	β-mesosaproob	II	70- 85	2 - 4
	3	α-mesosaproob	III	25 - 70	4 -13
	4	α-meso-/ polysaproob	III-IV	10 - 25	13- 22
	5	polysaproob	IV	< 10	> 22
T Trofie	1	oligotrafent			
	2	oligo-mesotrafent			
	3	mesotrafent			
	4	meso-eutrafent			
	5	eutrafent			
	6	hypereutrafent			
	7	indifferent			
M Vocht	1	nooit of slechts zeer zelden buiten het water voorkomend			
	2	voornamelijk in het water, maar soms ook op vochtige plaatsen voorkomend			
	3	voornamelijk in het water, maar regelmatig ook op natte en vochtige plaatsen voorkomend			
	4	voornamelijk op natte en vochtige of tijdelijk droogvallende plaatsen voorkomend			
	5	bijna uitsluitend buiten het water voorkomend			

Uit: Van Dam e.a. (1994)

10.10 Kiezelwierenmonsters 2019-2022

In onderstaande tabel zijn de metagegevens van alle 61 geanalyseerde monsters van 2019 tot en met 2022 vermeld. Voor afkortingen van vennamen zie Tabel 3-1

Aard: AA = aangroeiisel, NP = netplankton, UI = uitknijpsel

Mon (monstername), Anal (analist): AL = Aqualysis, AM = Adrienne Mertens, DT = David Tempelman, GV = Geurt Verweij, HD = Herman van Dam, HE = Hanneke Ebbeng, HH = Hans Hop, JB = Julian Brouwer, JT = Jelle Touwen, JM = Johan Mulder, JW = Jako van der Wal, KG = Kevin Geurts, LF = Louise Franssen, TB = Tjeerd du Bois.

Geteld: het aantal exemplaren in de telling

Ven	X-coörd.	Y-coörd.	Omschrijving locatie	Datum	Labnr	Aard	Omschrijving aard	Mon	Anal	Geteld
AGE	142,98	397,32	Punt E, O-zijde	04-05-2019	10616	NP	over bodem en door <i>Nymphaea</i>	HD	AM	400
AGE	142,98	397,32	Punt E, O-zijde	14-11-2019	10620	NP	over bodem en door <i>Nymphaea</i>	DT	AM	400
AGE	142,98	397,32	Punt E, O-zijde	13-05-2020	10659	NP	over bodem, door <i>Nymphae</i> , wat <i>Sphagnum</i>	HD	AM	400
AGE	142,98	397,32	Punt E, O-zijde	18-11-2020	10660	NP	over bodem met wat grof detritus	HD	AM	400
AGE	142,98	397,32	Punt E, O-zijde	06-05-2021	10841	NP	over bodem met wat <i>Sphagnum</i>	HD	AM	400
AGE	142,98	397,32	Punt E, O-zijde	11-11-2021	10842	NP	over bodem met wat <i>Nymphaea</i>	HD	AM	400
AGE	142,98	397,32	Punt E, O-zijde	10-05-2022	10977	NP	over bodem, <i>Nymphaea</i> , <i>Sphagnum</i>	ID	AM	400
AGE	142,98	397,32	Punt E, O-zijde	14-11-2022	10996	NP	over bodem, <i>Sphagnum</i> , <i>Juncus bulbosus</i> , takje, <i>Nymphaea</i>	LF	AM	400
GER	148,48	463,60	Punt F, W. zijde landtong ZW-oever	06-05-2019	10618	NP	over bodem en met <i>Batrachospermum</i>	HH/JM	AM	400
GER	148,48	463,60	Punt F, W. zijde landtong ZW-oever	12-11-2019	10622	NP	over bodem, fliebertje <i>Sphagnum</i>	HH	AM	400
GER	148,48	463,60	Punt F, W. zijde landtong ZW-oever	14-05-2020	10655	NP	over bodem en weinig <i>Sphagnum</i>	JM	AM	400
GER	148,48	463,60	Punt F, W. zijde landtong ZW-oever	05-11-2020	10657	NP	over bodem en beetje door <i>Juncus bulbosus</i>	HH	AM	400
GER	148,48	463,60	Punt F, W. zijde landtong ZW-oever	10-05-2021	10835	NP	over bodem met wat <i>Sphagnum denticulatum</i>	LF	AM	400
GER	148,48	463,60	Punt F, W. zijde landtong ZW-oever	15-11-2021	10837	NP	over bodem met <i>Sphagnum</i> restanten	HH	AM	400
GER	148,48	463,60	Punt F, W. zijde landtong ZW-oever	09-05-2022	10984	NP	over bodem, <i>Juncus bulbosus</i> , <i>Sphagnum</i>	HH	AM	400
GER	148,48	463,60	Punt F, W. zijde landtong ZW-oever	15-11-2022	10986	NP		HH	AM	400
GER	148,48	463,60	Punt F, W. zijde landtong ZW-oever	06-05-2019	10619	UI	<i>Juncus bulbosus</i> , <i>Batrachospermum</i> , modder	HH/JM	AM	200
GER	148,48	463,60	Punt F, W. zijde landtong ZW-oever	12-11-2019	10623	UI	<i>Sphagnum</i> en grof organisch materiaal	HH	AM	200
GER	148,48	463,60	Punt F, W. zijde landtong ZW-oever	14-05-2020	10656	UI	<i>Batrachospermum</i> , <i>Sphagnum</i>	JM	AM	200
GER	148,48	463,60	Punt F, W. zijde landtong ZW-oever	05-11-2020	10658	UI	<i>Batrachospermum</i> , <i>Sphagnum</i>	HH	AM	200
GER	148,48	463,60	Punt F, W. zijde landtong ZW-oever	10-05-2021	10834	UI	<i>Juncus bulbosus</i> , <i>Sphagnum denticulatum</i>	LF	AM	200
GER	148,48	463,60	Punt F, W. zijde landtong ZW-oever	15-11-2021	10836	UI	<i>Sphagnum</i>	HH	AM	200
GER	148,48	463,60	Punt F, W. zijde landtong ZW-oever	09-05-2022	10985	UI	<i>Juncus bulbosus</i> , <i>Sphagnum</i>	HH	AM	200
GER	148,48	463,60	Punt F, W. zijde landtong ZW-oever	15-11-2022	10987	UI		HH	AM	200
KLI	225,84	539,10	Midden W-oever	06-05-2019	10617	NP	over bodem, door <i>Potamogeton natans</i> en <i>Carex rostrata</i>	HD	AM	400
KLI	225,84	539,10	Midden W-oever	12-11-2019	10621	NP	over bodem, door <i>Potamogeton natans</i> en <i>Carex rostrata</i>	HD	AM	400
KLI	225,84	539,10	Midden W-oever	11-05-2020	10661	NP	door <i>Potamogeton natans</i> en over bodem	HD	AM	400
KLI	225,84	539,10	Midden W-oever	05-11-2020	10662	NP	door <i>Potamogeton natans</i> en over bodem	HD	AM	400
KLI	225,84	539,10	Midden W-oever	10-05-2021	10839	NP	door <i>Potamogeton natans</i> en over bodem	HD	AM	400
KLI	225,84	539,10	Midden W-oever	15-11-2021	10840	NP	door <i>Potamogeton natans</i> en over bodem	HD	AM	400
KLI	225,84	539,10	Midden W-oever	09-05-2022	10975	NP	over bodem en door <i>Potamogeton natans</i>	ID	AM	400
KLI	225,84	539,10	Midden W-oever	04-10-2022	10976	NP	over bodem en door <i>Potamogeton natans</i>	KG/LF	AM	400
POO	225,45	538,53	Restant poel	04-10-2022	10982	UI	<i>Sphagnum fallax</i>	LF	AM	400
DIE	225,95	537,30	Midden O-oever	04-10-2022	10981	NP	over bodem en door vegetatie, stengel <i>Menyanthes</i>	KG/LF	AM	400
ECH	222,65	526,56	Midden O-oever	04-10-2022	10983	NP	over bodem	KG/LF	AM	400
GHU	146,35	398,75	NO-oever	05-10-2022	10978	NP	over bodem, <i>Sphagnum</i> , stengel <i>Nymphaea</i>	KG/LF	AM	400
MWO	143,38	398,53	Midden W-oever van middelste poel	05-10-2022	10979	NP	door <i>Nymphaea</i> en over bodem	JB	AM	400
SCH	139,22	396,68	Midden O-oever	05-10-2022	10980	NP	over bodem en door <i>Nuphar</i>	JB	AM	400
KEM	182,67	461,84	Midden O-oever	15-11-2022	10998	NP	over bodem	KG	AM	400
DEE	187,25	456,15	Midden Z-oever	15-11-2022	10997	NP	over bodem door <i>Sphagnum</i> + stukje <i>Sphagnum</i>	KG	AM	400
KLI	225,9	539,1		14-05-2020		AA	aangroeiisel	AL	GV	200
POO	225,45	538,52		04-05-2020		AA	aangroeiisel	AL	GV	200
DIE	225,94	537,30		14-05-2020		AA	aangroeiisel	AL	GV	200
ECH	222,7	526,6		08-05-2019		AA	aangroeiisel	AL	GV	200
ECH	222,7	526,6		25-05-2021		AA	aangroeiisel	AL	GV	200
ECH	222,65	526,56	Midden O-oever	01-09-2022	10989	NP	open water en lichtjes over sedimentoppervlak	RB	AM	400
POO	225,45	538,53	Restant poel	04-09-2022	10990	UI	<i>Sphagnum fallax</i>	RB	AM	400
KEM	182,63	461,79	Midden ZW-oever	13-09-2021	10838	UI	<i>Sphagnum</i> , <i>Juncus bulbosus</i> , <i>Potamogeton polygonifolius</i> , <i>P. natans</i>	AL	AM	400
KLI	225,84	539,10	Midden W-oever	02-09-2022	DV2022-15	NP	open water, door <i>P. natans</i> en lichtjes over sedimentoppervlak	RB	GV	400
DIE	225,95	537,30	Midden O-oever	31-08-2022	DV2022-10	NP	open water, lichtjes over sedimentoppervlak, uitknijp <i>Sphagnum</i> wate	RB	GV	400
GER	148,50	463,61	Punt F, W. zijde landtong ZW-oever	06-05-2019		NP	over bodem en met <i>Batrachospermum</i>	HH/JM	GV	200
GER	148,50	463,61	Punt F, W. zijde landtong ZW-oever	12-11-2019		NP	over bodem, fliebertje <i>Sphagnum</i>	HH	GV	200
GER	148,50	463,61	Punt F, W. zijde landtong ZW-oever	06-05-2019		UI	<i>Juncus bulbosus</i> , <i>Batrachospermum</i> , modder	HH/JM	GV	200
GER	148,50	463,61	Punt F, W. zijde landtong ZW-oever	12-11-2019		UI	<i>Sphagnum</i> en grof organisch materiaal	HH	GV	200
AGE	142,97	397,32	Punt E, O-zijde	13-04-2019	429OW	AA	<i>Nymphae alba</i> , takken	JW	JW	200
AGE	142,97	397,32	Punt E, O-zijde	30-10-2019	619OW	AA	Takken, planten, en <i>Sphagnum</i> uitgeknepen	HE	JW	200
AGE	142,97	397,32	Punt E, O-zijde	07-04-2020	646OW	AA	Dichtbij oever bemonsterd, plantenmateriaal	TB	JW	200
AGE	142,97	397,32	Punt E, O-zijde	10-11-2020	710OW	AA	<i>Nymphae alba</i> en takken	JW	JW	200
AGE	142,97	397,32	Punt E, O-zijde	16-04-2021	405621OW	AA	<i>Nymphae alba</i> en takken	JT/JW	GV	200
AGE	142,97	397,32	Punt E, O-zijde	16-04-2021	1077OW	AA	<i>Nymphae alba</i> en takken	JT/JW	JW	200
AGE	142,97	397,32	Punt E, O-zijde	11-11-2021	405620OW	AA	waarschijnlijk <i>Nymphae alba</i> en takken	JW	GV	200

Aantallen getelde exemplaren per preparaat

107

108

10.12 Overzicht van alle bestudeerde monsters 1916-2022

Toelichting op de tabel:

Collecties van ruw materiaal

M	Plantentuin Meise (België)
T	Aquon, Tiel
D	Diatomella, Overasselt
W	Bureau Waardenburg (voorheen Koeman & Bijkerk), Haren
L	Universiteit van Amsterdam, Hugo de Vrieslaboratorium (thans in herbarium NCB Naturalis, Leiden)
N	Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek, Wageningen
O	Universiteit Gent, Vakgroep Biologie (coll. P. van Oye)
U	T = TNO Bouw & Ondergrond, Utrecht

Aard

AA	aangroeiisel
BO	bodemmateriaal
BP	bezinkingsplankton
KL	algenklodders
NP	netplankton
PE	perifyton
UI	uitknijpsel mossen en andere waterplanten

Vennen

KEB	Kempesflës, NW-oever
KEC	Kempesflës, 30 m ten N. van KEM
overige afkorting volgens Tabel 3-1	

de onderstreepte monsters zijn niet betrokken bij de berekeningen van de gemiddelde procentuele hoeveelheid (Bijlage 10.18 en Tabel 6-5)

Details over de herkomst van de oudere monsters zijn vermeld in Van Dam (1987)

De originele preparaten van vrijwel alle monsters zijn aanwezig bij Diatomella (Overasselt), duplo's van de meeste preparaten tot en met 1994 zijn aanwezig bij de Plantentuin Meise. Ruw materiaal van de meeste monsters en gereinigd materiaal na 1994 zijn ook bij de Plantentuin Meise.

AQUON bewaart de preparaten, maar niet het ruwe en gereinigde materiaal. Waardenburg Ecology oxideert al het verzamelde ruwe materiaal en bewaart het overgebleven gereinigde materiaal en de gemaakte preparaten.

[illegible]

10.13 Alle kiezelwierentellingen 1916 - 1922

Deze bijlage (alleen digitaal) bevat de resultaten van 481 onder eigen regie en 68 door externe laboratoria getelde monsters.

Voor de namen van de vennen zijn de afkortingen uit Tabel 3-1 gebruikt, behalve voor de Kempesfles. KEA is de locatie die in Tabel 3-1 als KEM is vermeld. KEB is dezelfde locatie (midden zuidoever), maar met een andere bemonsteringsmethode. KEC is een locatie aan de NW-oever (coördinaten 182,62 ; 461,90).

De aard van de monsters is aangeduid met de afkortingen uit Bijlage 10.10 de ecologische groepen van de taxa zijn vermeld volgens de indeling van Tabel 6-1. De pH-optima van de taxa zijn ontleend aan Ter Braak & Van Dam (1989).

De gekozen taxonnamen zijn zo goed mogelijke vertalingen van de oude namen naar de recente TWN-nomenclatuur (versie 3 juni 2019), aangevuld met recente naamsveranderingen uit recentere determinatieliteratuur uit de literatuurlijst.

Aan het einde van elke regel is aangegeven of de monsters meedoen met de vergelijking van netplanktonmonsters uit verschillende jaren. Verder zijn de berekende diversiteitsindices, de hoeveelheden van de verschillende ecologische groepen en de EKR- en EKR*-waarden vermeld.

10.14 Tijdreeksen van de kiezelwieren van de intensief bemonsterde vennen 1916 - 1922

In de volgende tabellen (alleen digitaal) is steeds procentuele hoeveelheid van de meest voorkomende taxa vermeld.

De soorten zijn gerangschikt per ecologische groep (Tabel 6-1). De pH-optima van de soorten zijn ontleend aan Ter Braak & Van Dam (1989).

10.15 Tijdreeksen van de kiezelwieren van de extensief bemonsterde vennen 1917 - 2022

In de volgende tabellen (alleen digitaal) is steeds procentuele hoeveelheid van de meest voorkomende taxa vermeld.

De soorten zijn gerangschikt per ecologische groep (Tabel 6-1). De pH-optima van de soorten zijn ontleend aan Ter Braak & Van Dam (1989).

10.16 Overzicht van alle aangetroffen taxa 1916 – 2022

Ecol. gr.	pH-opt.	Afkorting	Gekozen naam	Procentuele hoeveelheid												Optimale jaar voor-komen	Aant. monsters (%)		Oude naam	Voet-not	
				Aantal monsters	Periode												1916-2022				
					25	60	70	80	90	00	10	20	32	407	407		553				
				Aantal vennen	11	5	10	11	11	11	11	11	11			freq.	freq.				
O		ACHN	Achnanthidium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	0,5	Achnanthidium			
D		ACHNEXG	Achnanthidium exiguum	-	-	-	-	-	-	-	-	.2	.023	2022	2022	0,2	0,4	Achnanthes exigua			
D		ACHLINE	Achnanthidium lineare	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.005	2022	2022	0,2	0,2	Achnanthes linearis			
A	6,8	ACHNMINU	Achnanthidium minutissimum s.l.	5,0	.2	.5	.2	.2	1,3	.1	-	-	.945	1948	1948	18,9	15,9	Achnanthes minutissima	1		
S		ACCYNOSU	Actinocyclus normanii	-	-	-	.0	-	-	-	-	-	.000	1985	1985	0,2	0,2	Actinocyclus normanii morf. subsalsus			
E		AMRACOPU	Amphora copulata	-	-	-	-	.0	-	-	-	-	.000	1995	1995	0,2	0,4	Amphora copulata			
E		AMRAPEDI	Amphora pediculus	-	-	.0	-	-	-	-	-	-	.003	1975	1975	0,5	0,7	Amphora pediculus			
O		AUSESPEC	Aulacoseira	.1	-	-	.0	-	-	-	-	-	.018	1945	1945	0,7	0,7	Aulacoseira spec.			
D		AUSEALPI	Aulacoseira alpigena	-	-	-	-	.0	-	-	-	-	.001	1995	1995	0,2	0,2	Aulacoseira alpigena			
D		AUSECREN	Aulacoseira crenulata	-	-	-	-	.0	-	-	-	-	.000	1995	1995	0,2	0,2	Aulacoseira crenulata			
D		AUSEDINI	Aulacoseira distans var. nivalis	-	-	-	-	.0	-	-	-	-	.000	1995	1995	0,2	0,2	Aulacoseira distans var. nivalis			
E		AUSEGRAN	Aulacoseira granulata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	0,2	Aulacoseira granulata			
D		AUSEPFAF	Aulacoseira pflaffiana	-	-	-	-	-	-	.0	-	-	.000	2015	2015	0,2	0,2	Aulacoseira pflaffiana			
O		ANOM	Brachysira	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	0,2	Brachysira			
N	4,8	ANOMBRAC	Brachysira brebissonii	.1	-	.2	.0	.1	.1	.0	.2	.087	1990	1990	18,2	14,3	Anomoeneis brachysira				
D	5,9	ANOMVITR	Brachysira microcephala	1,0	9,0	.4	.3	.7	.4	.1	.3	1,533	1967	1967	52,3	40,9	Anomoeneis vtreae				
N		ANOMSERI	Brachysira serians	.0	-	.1	.1	.5	.1	.1	.1	.116	1995	1995	14,5	11,9	Anomoeneis serians				
D		ANOMSTYR	Brachysira styriaca	-	-	-	.0	-	-	-	-	-	.000	1985	1985	0,2	0,2	Anomoeneis styriaca			
E		CANEBACL	Caloneis lancetella	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	0,2	Caloneis bacillum			
N	4,2	NAVIMECR	Chamaepinnularia mediocris	.1	.0	.1	.4	.2	.3	.3	.5	.237	2001	2001	25,1	22,4	Navicula mediocris				
E		CCNEPLAC	Cocconeis placentula s.l.	.5	.1	.2	.1	-	.0	-	-	.108	1947	1947	2,7	3,4	Cocconeis placentula s.l.				
S		NAVISUMI	Craticula subminuscula	.0	-	-	-	-	-	-	-	-	.001	1925	1925	0,2	0,2	Navicula subminuscula			
S		CRATBUDE	Craticula buderi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	0,2	Craticula buderi			
N		NAVIRIPA	Craticula riparia	-	-	-	-	-	-	-	.0	.003	2022	2022	0,2	0,2	Navicula riparia				
D		NAVISUMO	Craticula submolesta	-	-	-	-	-	-	.0	-	.001	2015	2015	0,2	0,2	Navicula submolesta				
S		FRLAPULC	Ctenophora pulchella	-	-	-	.0	-	-	-	-	.004	1985	1985	0,5	0,4	Fragilaria pulchella				
S		CYTEMENE	Cyclotella meneghiniana	-	-	.0	-	-	-	-	-	.003	1975	1975	0,2	0,2	Cyclotella meneghiniana				
E		CYLANALI	Cymbella naviculiformis	-	-	-	.0	-	-	-	.0	.004	2002	2002	0,5	0,4	Cymbella naviculiformis				
E		DIATMONI	Diatoma moniliformis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	0,2	Diatoma moniliformis			
E		DIATTENU	Diatoma tenuis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	0,2	Diatoma tenuis			
O		CYTESTEL	Discostella stelligera	.0	-	-	-	-	-	-	-	.003	1925	1925	0,2	0,2	Cyclotella stelligera				
D		CYLAHEBR	Encyonema hebridicum	.0	-	-	-	-	-	-	-	.001	1925	1925	0,2	0,2	Cymbella hebridica				
D		CYLAGRAC	Encyonema lunatum s.l.	.3	.3	.0	.1	.0	.0	.0	.0	.103	1960	1960	15,5	11,4	Cymbella gracilis				
D		CYLAMINU	Encyonema minutum	.0	-	-	-	-	-	-	-	.003	1925	1925	0,2	0,4	Cymbella minuta				
D		CYLAAPER	Encyonema perpusillum	.0	-	-	-	-	-	-	-	.004	1925	1925	0,5	0,4	Cymbella perpusilla				
E		CYLAASILE	Encyonema silesiacum	-	-	-	-	-	-	.0	-	.000	2015	2015	0,2	0,7	Cymbella silesiaca				
D		CYLADESC	Encyonopsis descripta	-	-	-	-	.0	-	-	-	.000	1995	1995	0,2	0,2	Cymbella descripta				
D		CYLAAMICE	Encyonopsis microcephala	.1	-	.0	.0	-	-	-	-	.016	1953	1953	1,2	1,3	Cymbella microcephala				
D		CYLAACESA	Encyonopsis neerlandica	.0	-	-	-	.0	.0	.0	.0	.012	1997	1997	2,2	1,6	Cymbella cesatii				
D		ACHNLAEV	Eucoconeis laevis	-	-	-	.0	-	-	-	-	.000	1985	1985	0,2	0,2	Achnanthes laevis				
O		EUTI	Eunotia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	2,2	Eunotia			
D		EUTIARLU	Eunotia arculus	.1	-	-	.0	.0	.0	.0	.0	.025	1956	1956	3,9	3,1	Eunotia arculus				
D		EUTIARCU	Eunotia arcus	-	-	.0	-	-	-	.0	-	.004	1976	1976	0,7	0,5	Eunotia arcus				
T	4,3	EUTIBILU	Eunotia bilunaris s.l.	10,7	3,2	3,2	4,0	3,2	4,7	6,6	5,6	5,154	1980	1980	85,7	85,9	Eunotia bilunaris s.l.	2			
T	5,0	EUTIBOTU	Eunotia botuliformis	.8	1,2	.2	.2	-	.0	.2	-	.322	1959	1959	4,7	4,0	Eunotia botuliformis				
X	4,1	EUTIEGIG	Eunotia exigua s.l.	1,4	31,4	59,7	43,7	28,6	8,7	4,3	5,3	22,877	1982	1982	80,1	72,7	Eunotia exigua s.l.	3			
D		EUTIFABA	Eunotia faba	.0	-	-	.0	.0	.0	.0	.0	.018	1981	1981	2,0	1,8	Eunotia faba				
D		EUTIFALL	Eunotia fallax	-	-	.0	-	.0	.0	-	-	.002	1986	1986	1,0	1,1	Eunotia fallax				
D		EUTIFLEX	Eunotia flexuosa	.0	-	-	-	-	-	-	-	.000	1925	1925	0,2	0,2	Eunotia flexuosa				
D		EUTIGLAC	Eunotia glacialis	.0	.0	-	.1	.2	.1	.4	.6	.178	2010	2010	7,4	6,0	Eunotia glacialis				
D		EUTIFAGR	Eunotia groenlandica	-	-	-	.0	-	-	.0	-	.002	2013	2013	0,5	0,5	Eunotia fallax var. groenlandica				
T		EUTIMPL	Eunotia implicata	.3	-	-	.0	.0	.1	.1	.0	.053	1954	1954	4,2	3,3	Eunotia implicata				
T	5,0	EUTINCI	Eunotia incisa s.l.	21,3	4,1	1,5	2,0	7,7	19,4	20,3	16,5	11,593	1988	1988	89,4	89,0	Eunotia incisa s.l.	4			
D		EUTIMEIS	Eunotia intermedia	.4	1,3	.4	.1	-	-	-	-	.264	1960	1960	9,3	7,2	Eunotia intermedia				
N		EUTIMEI	Eunotia meisteri	-	.0	-	.0	2,8	2,2	2,2	1,7	1,123	2007	2007	8,4	6,9	Eunotia meisteri				
D		EUTIMICE	Eunotia microcephala	.1	-	-	-	-	-	-	-	.016	1925	1925	0,5	0,4	Eunotia microcephala				
T		EUTIMINO	Eunotia minor	.0	-	-	.0	.0	-	-	-	.005	1950	1950	0,7	0,7	Eunotia minor				
N	4,2	EUTINAEG	Eunotia naegeli	.3	.0	1,2	10,3	5,1	10,8	3,3	1,8	4,122	1997	1997	49,4	49,0	Eunotia naegeli				
N		EUTINYMA	Eunotia neocompacta	.3	-	-	.0	.4	.5	1,1	1,7	.498	2007	2007	33,4	32,7	Eunotia nymmanniana	19			
T		EUTIMOB	Eunotia neoscanadinavica	.0	-	.0	-	-	-	-	-	.002	1951	1951	0,5	0,4	Eunotia monodon var. bidens				
D		EUTIDENT	Eunotia paludosa (vfh E. fennica)	1,9	.0	.1	.1	.2	.3	2,4	-	.610	1977	1977	4,2	3,6	Eunotia denticulata				
T		EUTIPECT	Eunotia pectinalis s.l.	.0	-	-	-	.0	.2	1,0	-	.145	2020	2020	1,5	1,4	Eunotia pectinalis				
D		EUTIPRAE	Eunotia praerupta	-	.0	-	-	.0	.0	-	-	.010	1982	1982	0,7	0,5	Eunotia praerupta				
T	4,9	EUTIRHOM	Eunotia rhomboidea	1,6	17,8	5,0	11,8	15,7	13,7	16,9	18,4	12,596	1996	1996	90,7	88,1	Eunotia rhomboidea				
D		EUTIRHSA	Eunotia satelles	-	-	-	.2	-	-	-	-	.028	1985	1985	0,2	0,2	Eunotia rhynchocephala var. satelles				
T	3,8	EUTIPALU	Eunotia sphagnicola	.2	.3	.0	.3	.4	.4	.2	1,8	.445	2005	2005	33,9	34,4	Eunotia paludosa				
T		EUTISUAR	Eunotia subarcuatoidea	-	-	-	.0	-	-	.1	.3	.046	2019	2019	1,0	1,3	Eunotia subarcuatoidea				
D		EUTISUDE	Eunotia sudetica	.0	-	-	-	-	-	-	-	.001	1925	1925	0,2	0,2	Eunotia sudetica				
D		EUTITENE	Eunotia tenella	-	-	-	.0	-	.0	.1	-	.012	2012	2012	0,7	0,7	Eunotia tenella				
D		EUTIVARI	Eunotia variundulata	.1	.1	.1	.0	.0	.0	.0	.0	.036	1971	1971	9,6	7,2	Eunotia variundulata				
D		NAVIFEST	Fallacia vtreae	-	.0	-	-	.0	-	.0	-	.005	1989	1989	1,2	1,1	Navicula festiva				
E		FRLACAPU	Fragilaria capucina s.l.	.5	.0	-	.0	-	.0	-	-	.063	1927	1927	1,7	1,6	Fragilaria capucina	5			
E		FRLAFAME	Fragilaria famelica	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	0,2	Fragilaria famelica			
D		FRLANANA	Fragilaria nanana	-	-	-	-	-	.0	-	-	.001	2005	2005	0,2	0,2	Fragilaria nanana				
E		FRLAPARA	Fragilaria parastica	.0	-	-	-	-	-	-	-	.003	1925	1925	0,2	0,2	Fragilaria parastica				
E		FRAGCAVE	Fragilaria vaucheriae	-	-	.0	-	-	-	-	-	.005	1975	1975	0,2	0,2	Fragilaria capucina var. vaucheriae				
D		FRLACOTA	Fragilariforma constricta	.3	-	-	-	-	-	-	-	.033	1925								

Ecol. gr.	pH-opt.	Alfokting	Gekozen naam	Procentuele hoeveelheid												Optimale jaar voor-komen	Aant. monsters (%)		Voet-noot	
				Aantal monsters	Periode												1916-2022			
					2025	6015	7022	8074	9084	0077	1078	2032	1916-2022407	407freq.	553freq.					
				Aantal vennen	11	5	10	11	11	11	11	11	11							
S		NAVIATOM	Mayamaea atomus	-	-	.0	-	-	-	-	-	-	.003	1975	0,2	0,2	Navicula atomus			
S		NAVIArTex	Mayamaea excelsa	.0	-	-	-	-	-	-	-	-	.001	1925	0,2	0,4	Navicula atomus var. excelsa			
E		NAVIFOOB	Mayamaea fossalis var. obsidialis	-	-	-	-	.0	-	-	-	-	.000	1995	0,2	0,2	Navicula fossalis var. obsidialis			
S		NAVIArTPE	Mayamaea perinitis	-	-	-	-	.0	-	-	-	-	.001	1995	0,2	0,2	Navicula atomus var. perinitis			
S		NAVIArTre	Mayamaea recondita	-	-	-	.0	.0	-	-	-	-	.001	1987	0,5	0,4	Navicula atomus var. recondita			
O		MELODICK	Melosira dickiei	-	-	-	-	-	.0	.5	-	-	.058	2015	3,2	2,7	Melosira dickiei			
E		MELOVARI	Melosira varians	.1	-	-	-	-	-	-	-	-	.009	1925	0,5	0,5	Melosira varians			
E		MEDICIRC	Meridion circulare	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	0,2	Meridion circulare			
E		NAVICRCE	Navicula cryptocephala	.0	-	-	.0	-	.0	-	-	-	.007	1942	1,0	0,7	Navicula cryptocephala			
E		NAVIEXL	Navicula exilis	-	-	.0	.1	-	-	-	-	-	.007	1984	0,7	0,5	Navicula exilis			
S		NAVIGREG	Navicula gregaria	.0	-	.0	.1	-	-	-	-	-	.016	1972	1,2	0,9	Navicula gregaria			
D	5,9	NAVILEPT	Navicula leptostriata s.l.	2,7	2,3	.9	.5	.6	.2	.1	.2	.2	.944	1959	33,2	25,0	Navicula leptostriata s.l.	11		
E		NAVIRADI	Navicula radiosa	.0	-	-	-	-	-	-	-	-	.001	1925	0,2	0,2	Navicula radiosa			
E		NAVIRHCE	Navicula rhynchocephala	-	-	.0	.0	-	-	-	-	-	.005	1980	0,5	0,7	Navicula rhynchocephala			
E		NAVITRIP	Navicula tripunctata	-	-	.0	.0	-	-	-	-	-	.008	1978	0,5	0,5	Navicula tripunctata			
E		NAVIVENE	Navicula veneta	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.001	1925	0,2	0,2	Navicula veneta			
E		NEIDAFFI	Neidium affine	.2	.1	.0	.0	.0	-	.0	.2	.2	.079	1972	7,4	6,0	Neidium affine			
D		NEIDAFLO	Neidium affine var. longiceps	.1	.1	-	.0	.0	.0	.0	.2	.2	.056	1985	5,7	4,2	Neidium affine var. longiceps			
D		NEIDALQU	Neidium alpinum var. quadrupunctatum	-	-	-	-	-	-	-	.0	-	.003	2015	0,2	0,2	N. alpinum var. quadrupunctatum			
O		NEIDAMPL	Neidium ampliatum s.l.	.0	-	.1	.1	.2	.1	.2	.4	.4	.142	2007	21,9	20,1	Neidium ampliatum	12		
D		NEIDBISU	Neidium bisulcatum	-	-	.0	.0	-	-	-	-	-	.001	1976	0,5	0,4	Neidium bisulcatum			
D		NEIDDENS	Neidium densestriatum	.1	.0	.2	.2	.0	.0	.1	.1	.1	.094	1982	8,1	6,9	Neidium densestriatum			
O		NITZ	Nitzschia	-	-	-	-	-	-	.0	.0	-	.001	2008	0,7	0,7	Nitzschia			
S		NITZARCH	Nitzschia archibaldii	-	-	-	-	-	-	.0	-	-	-	-	0,0	0,2	Nitzschia archibaldii			
E		NITZDISS	Nitzschia dissipata	-	.0	-	-	-	-	-	-	-	.001	1965	0,2	0,2	Nitzschia dissipata			
E		NITZGRAC	Nitzschia gracilis	1,3	2,1	.3	.2	.2	.9	1,3	1,4	1,4	.945	1983	24,3	20,1	Nitzschia gracilis			
T		NITZHANT	Nitzschia hantzschiana	-	.0	-	-	-	-	-	-	-	.004	1969	0,5	0,4	Nitzschia hantzschiana			
D		NITZLACU	Nitzschia lacuum	-	-	-	-	-	.0	-	-	-	.000	2005	0,2	0,2	Nitzschia lacuum			
E		NITZLINE	Nitzschia linearis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	0,2	Nitzschia linearis			
S		NITZPALE	Nitzschia palea	.1	-	.0	-	-	-	.0	-	-	.018	1950	1,0	0,9	Nitzschia palea			
O		NITZPADB	Nitzschia palea var. debilis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	0,2	Nitzschia palea var. debilis			
S		NITZPACE	Nitzschia paleacea	-	-	.0	-	-	-	-	-	-	.005	1975	0,2	0,2	Nitzschia paleacea			
S	4,5	NITZPAEE	Nitzschia paleaeformis s.l.	.0	.8	-	.0	.8	.4	.4	.0	.0	.300	1990	14,7	13,6	Nitzschia paleaeformis	13		
D		NITZPERM	Nitzschia perminuta	1,2	1,1	.1	.0	.0	.0	.0	-	-	.168	1932	4,4	3,4	Nitzschia perminuta			
S		NITZPUSI	Nitzschia pusilla	.0	-	-	-	-	-	-	-	-	.001	1925	0,2	0,2	Nitzschia pusilla			
S		NITZSIMA	Nitzschia sigma	-	-	-	.0	-	-	-	-	-	.000	1985	0,2	0,2	Nitzschia sigma			
O		NITZ199A	Nitzschia spec.199.1	.1	-	-	-	-	-	-	-	-	.010	1925	0,2	0,2	Nitzschia spec.199.1			
E		NITZSUAC	Nitzschia subacicularis	.0	-	-	-	-	-	-	-	-	.003	1925	0,2	0,2	Nitzschia subacicularis			
O		NITZTITE	Nitzschia tenuis	.1	-	-	-	-	-	-	-	-	.009	1925	0,2	0,2	Nitzschia linearis var. tenuis			
D		TABEBINA	Oxynois binalis	5,5	.0	.0	-	-	-	-	-	-	.696	1926	1,7	1,3	Tabellaria binalis			
D		TABEBIEL	Oxynois binalis var. elliptica	-	.1	.0	.0	.2	.3	.1	.2	.2	.118	2004	13,0	11,6	Tabellaria binalis var. elliptica			
E		CYTOCEEL	Pantocsekiella ocellata	-	-	-	-	-	-	.0	-	-	.001	2005	0,2	0,2	Cyclotella ocellata			
O		PENN	Pennales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	0,2	Pennales			
D		PEROFIBU	Peronia fibula	.1	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.015	1954	4,4	3,3	Peronia fibula			
O		PINN	Pinnularia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	1,1	Pinnularia			
T		PINNBORE	Pinnularia borealis	.0	.0	-	.0	-	.0	-	-	-	.006	1959	1,5	1,1	Pinnularia borealis			
T		PINNMBR	Pinnularia brebissonii	-	-	.1	.0	-	.0	.1	-	-	.017	1996	2,0	2,0	P. microstauron var. brebissonii			
D		PINNMENT	Pinnularia gentilis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	0,2	Pinnularia gentilis			
T	4,7	PINNGBB	Pinnularia gibba	.1	.0	.0	.2	.2	.6	.8	.9	.9	.352	2008	31,0	25,3	Pinnularia gibba	14		
O		PINNHEMI	Pinnularia hemiptera	.0	-	-	-	-	-	.0	-	-	.005	1948	0,5	0,4	Pinnularia hemiptera			
N	4,6	PINNINRU	Pinnularia interrupta s.l.	.4	.1	.2	.3	.6	.3	.9	1,1	.489	1998	58,7	47,9	Pinnularia interrupta s.l.	15			
T	5,0	PINNMIST	Pinnularia microstauron-groep	.6	1,2	.1	.1	.2	.1	.2	.3	.362	1973	18,4	15,2	Pinnularia microstauron-groep	16			
D		PINNNOBI	Pinnularia nobilis	-	-	-	.0	-	-	-	-	-	.000	1985	0,2	0,2	Pinnularia nobilis			
D		PINNNOBS	Pinnularia obscura	-	-	-	-	.0	-	-	-	-	.000	1995	0,2	0,2	Pinnularia obscura			
T	4,9	PINNAPPE	Pinnularia perirorata	-	.1	.0	.0	.1	.0	.0	.0	.0	.027	1990	3,4	2,7	Pinnularia appendiculata			
T		PINNSUIN	Pinnularia schroeterae	-	-	.2	.1	.1	.0	.1	.0	.0	.063	1992	2,5	2,0	Pinnularia subinterrupta			
T		PINNSUAC	Pinnularia subanglica	.2	-	-	.1	-	.0	.2	.6	.6	.147	2000	3,2	3,1	Pinnularia subcapitata			
T	3,5	PINNSUHI	Pinnularia subcapitata var. elongata	-	.0	-	-	.0	.0	.2	-	-	.037	2008	3,2	2,9	P. subcapitata var. hilseana			
O		PINNTRAN	Pinnularia transversa	-	-	-	-	-	.0	.2	.0	.2	.030	2022	0,5	0,4	Pinnularia transversa			
T		PINNVIRO	Pinnularia viridis s.l.	.1	.0	-	-	.1	.0	.0	.1	.052	1990	4,9	4,5	Pinnularia viridis s.l.	17			
E		NAVICLEM	Placoneis clementis	-	-	-	.0	-	-	-	-	-	.000	1985	0,2	0,2	Navicula clementis			
S		ACHNDEDE	Planothidium delicatulum	-	.1	-	.0	-	-	-	-	-	.012	1967	0,5	0,4	Achnanthes delicatula ssp. delicatula			
E		ACHNLAFF	Planothidium frequentissimum	-	.0	-	-	-	.0	-	-	-	.003	1974	0,5	0,4	A. lanceolata ssp. frequentissima			
E		ACHNLANC	Planothidium lanceolatum	.2	.0	.3	.0	-	-	-	-	-	.072	1953	3,2	2,5	Achnanthes lanceolata			
E		ACHNLRAS	Planothidium rostratum	-	-	.1	.0	-	-	-	-	-	.014	1976	0,7	0,9	Achnanthes lanceolata ssp. rostrata			
D		ACHNCONS	Platessa conspicua	-	-	-	.0	-	-	-	-	-	.000	1985	0,2	0,2	Achnanthes conspicua			
D		ACHNNTAL	Psammothidium altaicum	-	-	.0	.0	.0	-	.0	.0	.0	.005	2003	1,5	1,3	Achnanthes altaica			
D		ACHNMARG	Psammothidium bristolium	-	-	-	-	.7	.1	-	-	-	.102	1996	0,5	0,4	Achnanthes marginata			
D		ACHNCHLI	Psammothidium chlidanos	-	-	-	-	-	.7	-	-	-	.082	2005	0,2	0,2	Achnanthes chlidanos			
N		ACHNHEL	Psammothidium helveticum	-	-	-	-	.7	.1	.1	-	-	.123	1999	2,2	1,8	Achnanthes helvetica			
D		ACHNSCOT	Psammothidium scoticum	-	-	-	-	-	-	.1	-	-	.015	2015	0,2	0,2	Achnanthes scotica			
D		ACHNSUAT	Psammothidium subatomoides	-	-	-	.0	-	.0	-	.0	.0	.007	2014	0,7	0,5	Achnanthes subatomoides			
D		ACHNVENT	Psammothidium ventrale	-	-	-	-	1,2	-	-	-	-	.155	1995	0,2	0,2	Achnanthes ventralis			
S		FRAGSUSA	Pseudostaurisira alvareziae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	0,2	Fragilaria subsalina	6		
E		FRLACOSS	Pseudostaurisira alvareziae	.1	-	-	-	-	-	-	-	-	.008	1925	0,2	0,2	Fragilaria construens f. subsalina			
E		FRLABREV	Pseudostaurisira brevistriata	-	-	-	-	.0	.0	-	-	-	.000	2001	0,5	0,4	Fragilaria brevistriata			
E		CYTERADI	Puncticulata radiosa	-	-	-	-	.0	-	-	-	-	.000	1995	0,2	0,2	Cyclotella radiosa			
E		RHOPEABBR	Rhoicosphecia abbreviata	.0	-	.0	-	-	-	-	-	-	.008	1958	0,5	0,9	Rhoicosphecia abbreviata			
E		RHOPEGIB	Rhopodia gibba	.0	-	-	-	-	-	-	-	-	.004	1925	0,2	0,2	Rhopodia gibba			
D		ACHNIPUSI	Rossthidium pusillum	.0	-	-	-	-	-	.0										

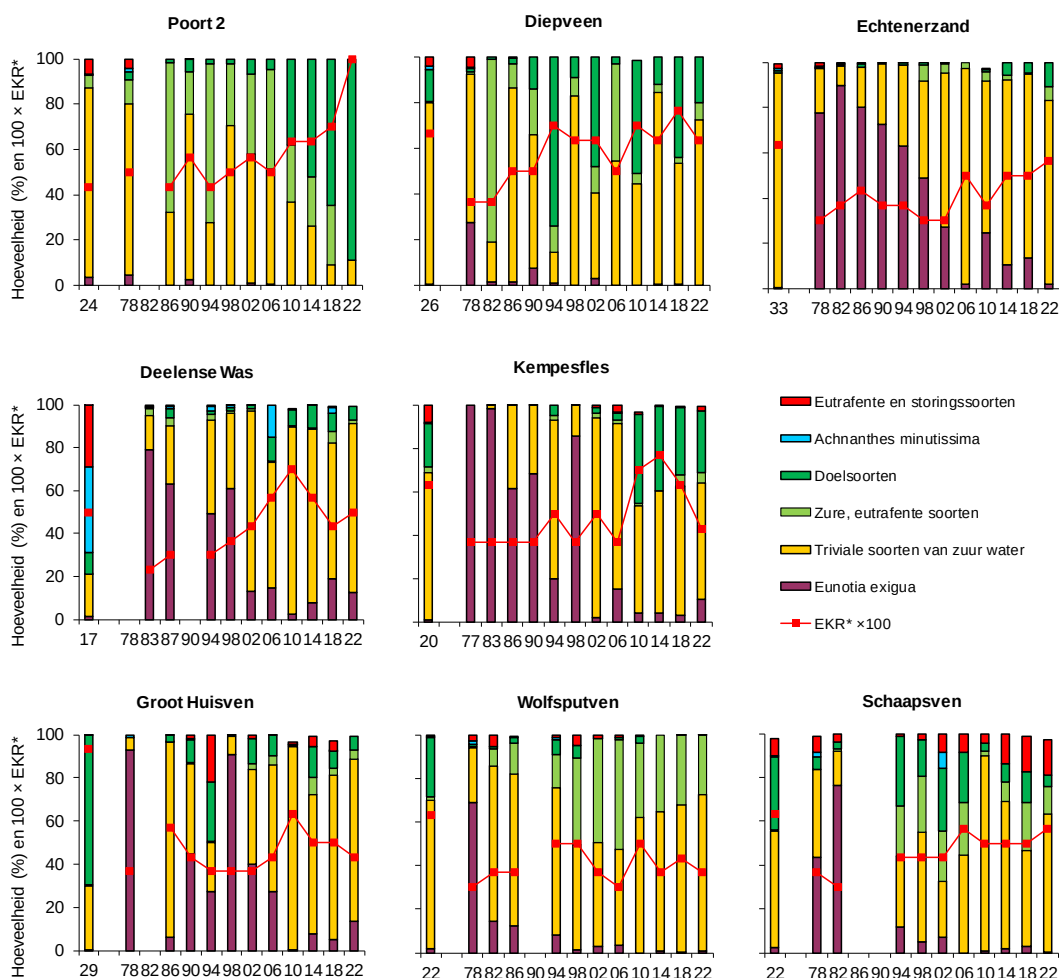
10.17 Veranderingen ecologische groepen extensief bemonsterde vennen 1916 – 2022

Vorige versies van onderstaande grafieken zijn gedetailleerd besproken door Van Dam & Mertens (2008a) en iets globaler door Van Dam & Mertens (2011, 2015, 2019). Zie voor de Drentse vennen ook Van Dam e.a (2013) en voor de Brabantse vennen ook Van Dam e.a. (2017).

In de meeste vennen zijn er geen grote verschillen tussen de jaren 2010, 2014, 2018 en 2022

Opvallend is de voortzetting van toename van doelsoorten in Poort 2. Dit is voornamelijk *Eunotia fennica*, een typische hoogveensoort, die zich in het zeer snel verlande veenputje goed ontwikkelt. In de Deelse Was lijkt de eutrofiëring te zijn beperkt tot het westelijk deel van het plasje (het monsterpunt voor diatomeeën ligt aan de zuidoever). Het monster uit dit ven van 1917, met veel eutrafente en storingssoorten en *Achnanthes minutissima* geeft de eutrofiërend invloed van het schapen wassen aan.

In het Groot Huisven zijn de laatste jaren in geringe hoeveelheden soorten uit voedselrijk en/of organisch verontreinigd water aanwezig, als gevolg van de aanwezigheid van ganzen en begrazing van de oevers. Het Schaapsven lijkt steeds meer beïnvloed te worden door recreatieve activiteiten en graskarpers, die in 2004 zijn uitgezet. Het ven is soortenrijk en er komen bijzondere soorten in voor.



10.18 Gegevens en gedetailleerde resultaten vergelijking monstermethoden Gerritsfles

In de tabel (Bijlage 10.18) zijn de procentuele hoeveelheden vermeld van alle taxa die in parallelle net- en knijpmonsters tussen 1999 en 2023 zijn genomen. Het zijn 96 monsters van 48 verschillende data. Voor elk taxon zijn ook de ecologische groep (indeling volgens Tabel 6-1, waarden uit Bijlage 10.16), het pH-optimum (waarden uit Bijlage 10.16) en de ecologische indicatiegetallen (indeling volgens Bijlage 10, waarden uit Van Dam e.a. 1994) vermeld.

De bemonsteraars zijn aangeduid met de volgende letters:

AM Adrienne Mertens
AQL Aqualysis
AWN Adviseur Water en Natuur
GM Grontmij
HD Herman van Dam
HH Hans Hop
JM Johan Mulder
JS Jos Sinkeldam
LF Louise Franssen

Voor de netmonsters is met een B aangegeven dat het monster lichtjes over de bovenste bodemlaag is getrokken en met de andere letters tussen welke plantensoorten is getrokken. Meestal zijn ook wel fragmenten van deze planten meegenomen, in het bijzonder van *Sphagnum*. Voor de knijpmonsters is aangegeven welk materiaal is uitgeknepen. Daarvoor zijn de volgende coderingen gebruikt:

A *Sparganium angustifolium*
B bodem (modder, fijn detritus)
C *Carex rostrata*
D *Mougeotia* (draadwier)
E *Eleocharis palustris*
G grof detritus en/of organisch materiaal
J *Juncus bulbosus*
K *Batrachospermum* (kikkerdrilwier)
M *Molinia caerulea*
P *Juncus effusus* (pitrus)
S *Sphagnum* (meestal *S. denticulatum*)
T takje

Een netmonster over de bodem en door *Juncus bulbosus* en *Sphagnum* krijgt dan de codering BJS. Kleine hoeveelheden zijn met kleine letters aangegeven.

Per taxon is verder aangegeven wat de frequenties, gemiddelde hoeveelheden en standaardafwijkingen voor de net- en knijpmonsters zijn. Voor de 26 meest algemene taxa (96% van de procentuele hoeveelheid zijn de significanties van de verschillen tussen de monstermethoden zijn.

Per monster zijn de gemiddelde ecologische indicatiegetallen, het percentage abundantie gebruikt voor berekening hiervan, het percentage abundantie en het aantal taxa per ecologische groep, de product-moment-correlatie tussen net- en knijpmonster, de Bray-Curtis similariteit, de berekende pH en diversiteitsmaten als dominantie, totaal aantal taxa, de gewogen gemiddelde pH en de EKR* vermeld.

10.19 Vergelijking monstermethoden Gerritsfles

Samenvatting

Totale variatie 890,77629

	As 1	As 2	As 3	As 4
Eigenwaarden	0,3172	0,2030	0,1010	0,0784
% Verklaarde variatie (cumulatief)	31,72	52,01	62,12	69,95

	As 1	As 2	As 3	As 4
NAVISUGR	0,6307	-0,6713	-0,1962	-0,1394
EUTIBILU	0,8800	0,1466	0,2711	-0,1074
FRUSRHSA	-0,2970	0,0446	-0,0396	0,3064
EUTIRHOM	-0,8148	0,0764	-0,3340	-0,2708
EUTINCI	-0,5446	0,4758	0,0162	-0,1833
TABEQUAD	-0,5104	-0,4175	0,6570	-0,1283
TABEFLOC	-0,5372	-0,4238	0,4334	0,0017
EUTIXIG	-0,1438	-0,7421	-0,2702	-0,4373
EUTINAEG	-0,4527	-0,5210	0,2132	0,5266
ANOMVITR	-0,0252	-0,5738	-0,2475	-0,4604
NAVIMECR	-0,2532	-0,2416	-0,1450	-0,3438
EUTINYMA	-0,1778	0,5669	-0,0404	0,4690
NEIDAMPL	-0,1394	-0,4006	-0,1668	-0,3456
EUTIPALU	-0,1336	0,2395	-0,2426	0,1451
PINNINRU	-0,0951	-0,3223	-0,2180	-0,4348
ACHNMINU	-0,1790	-0,0855	-0,2557	0,0873
TABEBiel	-0,0586	-0,2935	0,0010	-0,1402
CYLAGRAC	0,0084	-0,3729	-0,1046	-0,1508
NEIDDENS	-0,1025	-0,2260	-0,2495	-0,1143
NAVILEPT	0,0065	-0,1401	-0,1177	-0,3083
NEIDAFLO	0,0083	-0,1264	-0,1345	-0,2916
EUTIMEIS	0,0073	-0,2440	-0,1949	-0,2294
STNEANCE	-0,0628	-0,2785	-0,1511	-0,0535

Ladingen van taxa ↑

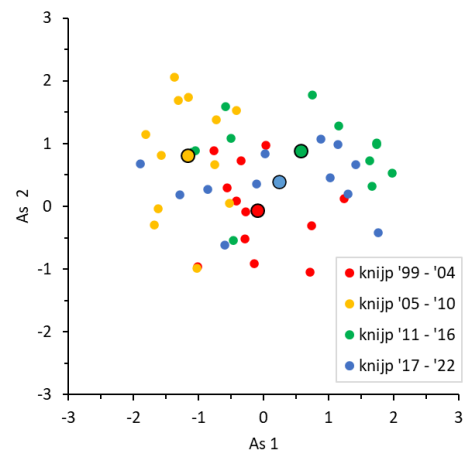
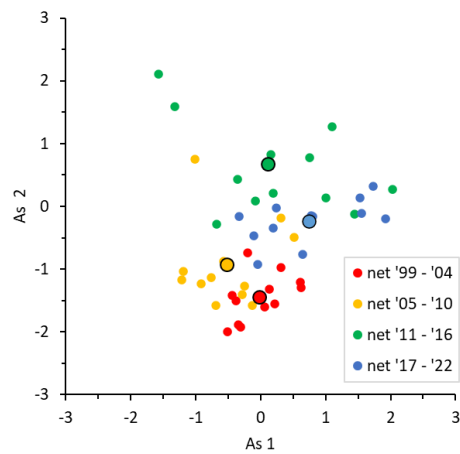
Scores van monsters →

N = net, U = knijp,

xx = jaar, m = mei,

n = november

monster	As1	As2	As3	As4	monster	As1	As2	As3	As4
N99m	-0,5122	-2,0024	-1,3502	-0,0872	U99m	-1,0154	-0,9563	0,1074	0,4951
N99n	-0,3413	-1,8881	1,3229	1,3722	U99n	-0,1457	-0,9156	0,0981	0,9712
N00m	-0,2015	-0,7351	0,6988	1,0041	U00m	0,7362	-0,3073	-0,0605	1,5166
N00n	-0,3065	-1,9259	-0,3832	0,0737	U00n	-0,4145	0,0803	-1,5854	1,5193
N01m	-0,4410	-1,4130	0,3217	-0,8466	U01m	-0,2864	-0,5218	-0,1930	1,4224
N01n	-0,3759	-1,5031	0,5405	0,1509	U01n	-0,3401	0,7319	-2,2370	2,6379
N02m	0,0630	-1,5974	0,4771	0,3866	U02m	0,7195	-1,0431	0,9812	1,7595
N02n	0,6235	-1,2958	-1,3646	-0,6352	U02n	-0,2712	-0,0929	-1,4502	0,2098
N03m	0,2129	-1,5494	-0,4444	-0,8639	U03m	-0,5618	0,2942	-0,7899	0,3926
N03n	0,1304	-1,3166	-0,5874	-1,0388	U03n	1,2449	0,1203	-1,2075	-0,1168
N04m	0,6055	-1,2136	-0,6438	-0,8492	U04m	0,0386	0,9735	-0,3489	0,2852
N04n	0,3182	-0,9758	-1,0912	-0,7703	U04n	-0,7580	0,8894	-1,6846	-0,3730
N05m	0,5160	-0,4899	-0,6613	-0,6829	U05m	-0,7494	0,6669	-0,4560	-0,9101
N05n	-0,9101	-1,2268	1,0354	1,6149	U05n	-0,5209	0,0541	-0,9697	1,5425
N06m	-0,7553	-1,1332	0,2441	0,6297	U06m	-1,6753	-0,2970	0,5889	0,6102
N06n	-0,1297	-1,5818	-0,8521	-0,6621	U06n	-1,0261	-0,9861	-1,0420	2,1339
N07m	-0,6862	-1,5730	0,2136	0,3589	U07m	-1,6168	-0,0435	-0,2859	1,5203
N07n	-1,1920	-1,0392	0,3314	0,1440	U07n	-1,5712	0,8159	-2,0991	0,4931
N08m	-1,2141	-1,1752	1,4920	0,7196	U08m	-1,8163	1,1462	0,0572	1,1152
N08n	0,3121	-0,1804	0,5414	0,5979	U08n	-1,1558	1,7341	-1,3296	1,0657
N09m	-0,2876	-1,4101	0,1487	-0,4377	U09m	-0,7284	1,3800	0,2847	0,2545
N09n	-0,2489	-1,2694	-0,0697	-1,0238	U09n	-0,4134	1,5244	-1,2761	-0,3443
N10m	-0,5639	-0,8726	-0,1212	-1,4120	U10m	-1,3067	1,6871	0,6442	-0,6284
N10n	-1,0136	0,7518	2,2240	-0,1137	U10n	-1,3661	2,0584	0,2574	-0,3337
N11m	-1,3181	1,5942	0,6951	-0,6791	U11m	-1,0449	0,8829	2,3534	-0,0167
N11n	-1,5731	2,1059	-0,4075	-0,5842	U11n	-0,4634	-0,5423	0,4922	-1,9268
N12m	-0,6795	-0,2797	2,3612	-0,3477	U12m	-1,1006	0,8569	1,9684	-0,6662
N12n	-0,3524	0,4331	2,1764	-1,2237	U12n	-0,5865	1,5896	-0,2196	-0,8126
N13m	-0,0783	0,0822	1,8502	-0,5715	U13m	-0,4946	1,0858	1,0218	-1,1173
N13n	0,1603	0,8302	1,7303	0,0562	U13n	0,7549	1,7743	0,5219	0,4887
N14m	1,0936	1,2737	0,0526	0,4293	U14m	1,1532	1,2799	0,8746	0,3985
N14n	0,1906	0,2102	0,8756	-0,6493	U14n	1,7443	1,0065	0,2416	1,0385
N15m	0,7578	0,7743	-0,2237	-1,0139	U15m	1,7375	0,9835	0,2979	0,9795
N15n	2,0237	0,2664	0,3618	1,0225	U15n	1,6382	0,7298	-0,4247	0,4185
N16m	1,0031	0,1363	0,2212	-0,3316	U16m	1,6685	0,3249	0,2019	0,9523
N16n	1,4411	-0,1189	-0,0972	0,4929	U16n	1,9836	0,5307	0,0179	1,2189
N17m	1,5252	0,1397	-0,0988	-0,1797	U17m	1,4182	0,6589	0,4246	0,6338
N17n	1,9224	-0,2024	-0,6165	0,7372	U17n	1,1418	0,9856	-0,1630	-0,2519
N18m	1,5563	-0,1088	0,2813	0,2343	U18m	1,7640	-0,4191	1,6191	0,6124
N18n	0,6487	-0,7679	-0,1365	-0,2981	U18n	1,3012	0,1960	-0,0738	0,0814
N19m	1,7349	0,3170	-0,1530	-0,4930	U19m	1,0230	0,4610	0,4059	-0,4522
N19n	0,7985	-0,1550	-0,0996	-1,2589	U19n	0,0299	0,8415	-1,1631	-1,7451
N20m	0,7761	-0,1439	-0,3769	-1,2980	U20m	0,8801	1,0703	0,3147	-0,4045
N20n	0,2447	-0,0275	-0,5912	-2,3777	U20n	-0,1086	0,3611	-1,6988	-1,5669
N21m	0,1958	-0,3503	-1,4919	-1,2760	U21m	-0,8520	0,2662	-1,0824	-0,2410
N21n	-0,3331	-0,1574	-0,9858	-2,1207	U21n	-1,2888	0,1876	-0,6108	1,8898
N22m	-0,1025	-0,4749	0,0339	-0,9531	U22m	-1,8949	0,6741	-1,0803	0,5780
N22n	-0,0419	-0,9243	-0,0108	-1,9695	U22n	-0,5997	-0,6157	2,3839	-0,3031
gemiddelden									
'99-'22	0,1082	-0,5034	0,1536	-0,3547		-0,1082	0,5034	-0,1536	0,3547
'99-'04	-0,0187	-1,4514	-0,2087	-0,1753		-0,0878	-0,0623	-0,6975	0,8933
'05-'10	-0,5144	-0,9333	0,3772	-0,0223		-1,1622	0,8117	-0,4688	0,5432
'11-'16	0,1116	0,6752	0,8812	-0,3539		0,5825	0,8752	0,6123	0,0796
'17-'24	0,7438	-0,2380	-0,3538	-0,9378		0,2345	0,3890	-0,0603	-0,0974



De scores van de monsters in de ordinatie (PCA) van de meest algemene taxa uit de 96 net- en knijpmonsters uit de Gerritsfles 1999 – 2022 in verschillende perioden. Links netmonsters, rechts knijpmonsters. De dikke punten zijn centroiden van de betreffende groepen.

10.20 Vergelijking analyseresultaten kiezelwieren laboratoria

De kern van de tabel bevat de procentuele hoeveelheden van de taxa. AA = A1 =aangroeiisel, NP = netplankton, UI = uitknijpsel. SIM_{rec} = Bray-Curtis similariteit op basis van de recente taxonnamen, SIM_{agg} = Bray-Curtis similariteit op basis van de geaggregeerde taxonnaam, pH-wa = uit kiezelwieren berekende pH, EKR = Ecologische Kwaliteitsratio.

				A. Goorv.		Gerritsfles								Kliplo	
		Monsterpaar		1		2		3		4		5		6	
		Aard	A1	NP	NP	NP	NP	UI	UI	UI	UI	NP	NP		
Jaar (20...)		21	21	19	19	19	19	19	19	19	19	22	22		
Maand		4	4	5	5	11	11	5	5	11	11	10	9		
Lab*		B	K	A	K	A	K	A	K	A	K	A	K		
SIM _{rec}		70		85		80		85		78		49			
Geaggregeerde taxonnaam	Recente taxonnaam	SIM _{agg}		75		88		83		87		78		70	
Brachysira neoexilis	Brachysira microcephala	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,5	3,25		
Brachysira neoexilis	Brachysira neoexilis	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-		
Brachysira procera	Brachysira procera	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-		
Chamaepinnularia mediocris s.l.	Chamaepinnularia mediocris	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1,25		
Chamaepinnularia mediocris s.l.	Chamaepinnularia rhombelliptica	-	-	-	-	1,75	-	-	-	-	-	-	-		
Encyonema lunatum	Encyonema lunatum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,25	-		
Eunotia	Eunotia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,25		
Eunotia bilunaris s.l.	Eunotia mucophila	4,5	6,5	55	51	28,5	31,5	59,5	62	16	30	2,5	4,5		
Eunotia exigua s.l.	Eunotia exigua	-	-	1,3	-	0,5	2	-	1,5	1,5	1	-	-		
Eunotia exigua s.l.	Eunotia nymanniana	-	-	-	-	1,75	-	0,5	-	3	-	-	-		
Eunotia incisa s.l.	Eunotia incisa	50	44,5	1	-	4	1	-	1	19	8	10,3	9		
Eunotia meisteri	Eunotia meisteri	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-		
Eunotia meisteri	Eunotia meisterioides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,25		
Eunotia naegelii	Eunotia naegelii	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,25	-		
Eunotia neocompacta	E. neocompacta var. vixcompacta	-	-	4,5	-	2,75	-	4	-	4,5	-	1,75	3,5		
Eunotia neocompacta	Eunotia superpaludosa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,5		
Eunotia rhomboidea	Eunotia rhomboidea	4	26,5	1,5	1,5	9,25	14	14,5	10	29	29,5	21,8	36,3		
Eunotia sphagnicola	Eunotia paludosa	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Eunotia sphagnicola	Eunotia pseudogroenlandica	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Eunotia sphagnicola	Eunotia sphagnicola	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-		
Eunotia varioundulata	Eunotia minutula	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,25	-		
Frustulia saxonica s.l.	Frustulia crassinervia	7,5	12	3,8	9,5	3,75	6,5	-	2,5	6,5	6,5	8	2		
Frustulia saxonica s.l.	Frustulia saxonica	28	4,5	3	1,5	6,25	4,5	2	0,5	7,5	6,5	2,75	4,5		
Kobayasiella	K. micropunctata incl. K. tintinnus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17,3	-		
Kobayasiella	Kobayasiella	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-		
Kobayasiella	Kobayasiella micropunctata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	18,8		
Kobayasiella	Kobayasiella parasubtilissima	5	6	27	26	34	27	8,5	4	9	13,5	9,25	1,25		
Kobayasiella	Kobayasiella subtilissima	-	-	0,5	0,5	1,75	-	-	-	-	0,5	4,75	0,5		
Navicula leptostriata s.l.	Navicula leptostriata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,5	-		
Neidium affine	Neidium affine	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-		
Neidium ampliatum s.l.	Neidium hercynicum	-	-	-	-	0,25	-	-	-	-	-	-	-		
Nitzschia	Nitzschia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5		
Nitzschia gracilis	Nitzschia gracilis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	3,5		
Nitzschia paleaeformis s.l.	Nitzschia oligodystrophila	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,25	-		
Nitzschia paleaeformis s.l.	Nitzschia palea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,25		
Oxyneis binalis var. elliptica	Oxyneis binalis var. elliptica	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,25	-		
Pinnularia	Pinnularia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,25		
Pinnularia gibba s.l.	Pinnularia macilenta	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,25	-		
Pinnularia gibba s.l.	Pinnularia subgibba	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,25		
Pinnularia interrupta s.l.	Pinnularia anglica	-	-	0,3	-	-	-	-	-	1	-	1,75	-		
Pinnularia interrupta s.l.	Pinnularia biceps	-	-	-	1	-	0,5	-	-	-	-	-	-		
Pinnularia microstauron-groep	P. microstauron var. nonfasciata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5		
Stauroforma exiguiformis	Stauroforma exiguiformis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-		
Stauroneis anceps s.l.	Stauroneis anceps	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,25	-		
Tabellaria flocculosa	Tabellaria flocculosa	-	-	0,8	3,5	4,5	8,5	11	17,5	2	4	2	4,75		
Tabellaria quadrisepata	Tabellaria quadrisepata	0,5	-	0,3	1,5	1	2,5	-	1	-	0,5	3,25	1,25		
	Totaal aantal in telling oorspronkelijk	200	200	400	200	400	200	200	200	200	200	400	400		
	Aantal taxa in telling	8	6	13	11	13	11	7	8	11	9	25	22		
	pH-wa	4,7	4,8	4,2	4,2	4,3	4,4	4,5	4,5	4,7	4,5	4,7	4,7		
	EKR*	0,77	0,77	0,57	0,77	0,63	0,70	0,63	0,70	0,57	0,70	0,70	0,63		