

VAND- OG STOFBALANCER FOR LAVBUNDSAREALET VOSBORG ENGE FØR OG EFTER VÅDLÆGNING

NIFA-afslutningsrapport

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 720 2026

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

VAND- OG STOFBALANCER FOR LAVBUNDSAREALET VOSBORG ENGE FØR OG EFTER VÅDLÆGNING

NIFA-afslutningsrapport

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 720 2026

Rasmus Jes Petersen[1]
Dominik Henrik Zak[1]
Hans Estrup Andersen[1]
Joachim Audet[1]
Marcus Cheuk Hei Tong[2]
Johannes Wilhelmus Maria Pullens[2]
Poul Erik Lærke[2]
Carl Christian Hoffmann[1]

[1]Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience
[2]Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 720
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Vand- og stofbalancer for lavbundsarealet Vosborg Enge før og efter vådlægning
Undertitel:	NIFA-afslutningsrapport
Forfattere:	Rasmus Jes Petersen[1], Dominik Henrik Zak[1], Hans Estrup Andersen[1], Joachim Audet[1], Marcus Cheuk Hei Tong[2], Johannes Wilhelmus Maria Pullens[2], Poul Erik Lærke[2] & Carl Christian Hoffmann[1]
Institutioner:	Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience[1] & Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi[2]
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	https://dce.au.dk
Udgivelsesår:	November 2026
Redaktion afsluttet:	26. november 2026
Faglig kommentering:	Brian Kronvang
Kvalitetssikring, DCE:	Henriette Hossy
Sproglig kvalitetssikring:	Anne Mette Poulsen
Ekstern kommentering:	Der er ikke modtaget kommentarer.
Finansiel støtte:	Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø
Bedes citeret:	Petersen, R.J., Zak, D.H., Andersen, H.E., Audet, J., Tong, M.C.H., Pullens, J.W.M., Lærke, P.E. & Hoffmann, C.C. 2026. Vand- og stofbalancer for lavbundsarealet Vosborg Enge før og efter vådlægning. NIFA-afslutningsrapport. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 81 s. – Videnskabelig rapport nr. 720

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning: Undersøgelsen af lavbundsarealet Vosborg Enge (89 ha) tre år før og ét år efter vådlægning viser, at nettotabet af kvælstof var uændret (18,5 ± 7,1 kg N ha^{-1} $år^{-1}$ efter vådlægning), idet et fald i nitrattabet blev opvejet af et øget tab af organisk kvælstof. Nettotabet af fosfor blev reduceret med 5,3 ± 0,6 (2,9 baseret på punktprøver) kg P ha^{-1} $år^{-1}$, og området var efter vådlægningen i balance med hensyn til fosfor, mens tabet af organisk kulstof blev omtrent fordoblet.

Emneord:	Vådlægning, lavbundsjord, tørvejord, pumpelag, vand- og stofbalancer, kvælstof, fosfor, organisk kulstof, jern, Vosborg Enge
Foto forside:	Rasmus Jes Petersen
ISBN:	978-87-7648-100-1
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	81

Indhold

Forord **5**

Sammenfatning **6**

Summary **8**

1 Introduktion **10**
1.1 Lokalitet 10

2 Materialer og metoder **13**
2.1 Instrumentering og måleudstyr 13
2.2 Vandbalancer 16
2.3 Kemiske analyser 17

3 Resultater **22**
3.1 Lithologi 22
3.2 Vandbalance 27
3.3 Næringsstofkoncentrationer 29
3.4 Stofbalancer 34

4 Diskussion **47**
4.1 Hydrologi 47
4.2 Næringsstoffer 49

5 Konklusion **55**

6 Referencer **56**

7 Bilag **60**
7.1 Afstrømningsberegninger 60
7.2 Atmosfærisk deposition 64
7.3 Automatiske vandprøver (ISCO) vs. punktprøver 65
7.4 Månedlige vandbalancer 66
7.5 Månedlige stofbalancer 68
7.6 Boringer og instrumentering 77
7.7 Tværsnitsprofiler gennem projektarealet 78

Forord

Denne videnskabelige rapport er udarbejdet under projektet "Monitering af kvælstoffjernelse og fosforretention i kulstofholdige lavbundsarealer" finansieret af de Nationale Forskningsprogrammer (NIFA) gennem Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø. Projektet er udført af DCE, Aarhus Universitet, ved Institut for Ecoscience – Sektion for oplandsanalyse og miljøforvaltning.

Rapporten indgår i en serie af NIFA-rapporter, og nærværende delrapport omhandler projektområdet Vosborg Enge (Figur 1) på 89 ha, som blev vådlagt i foråret 2024 og overvåget i perioden fra juni 2021 til december 2025.

Forskningsprojektets overordnede formål er at kvantificere effekten af udtagning af lavbundsjorder fra landbrugsdrift på transporten af kvælstof (N) og fosfor (P). Denne rapport fokuserer på det pumpedrænede lavbundsareal Vosborg Enge, som er beliggende i Storåens historiske delta og dermed omfatter en stor geologisk kompleksitet.

Vi ønsker at takke Naturstyrelsen Vestjylland, RealDania og Nørre Vosborg for et godt samarbejde gennem projektperioden samt Astrid Ledet Maagaard, Henrik Stenholt, Marlene Venø Skærbæk, Carsten Brian Nielsen, Dorte Nedergaard, Karina Bomholt Oest, Lene Toftebjerg, Belinda Sandvang Jensen, Sacha Gaduel og Solène Moreau for deres store andel i felt- og laboratoriearbejdet.



Figur 1. De fem projektområder, der indgår i moniteringsprogrammet. I denne rapport afrapporteres Vosborg Enge.

Sammenfatning

Lavbundsarealet Vosborg Enge (89 ha) indgår i projektet "Monitering af kvælstoffjernelse og fosforretention i kulstofholdige lavbundsarealer" under det nationale forskningsprogram NIFA. Formålet var at undersøge vand- og næringsstofbalancer for kvælstof (N), fosfor (P) og organisk kulstof (TOC) i kulstofholdige lavbundsjorde før og efter vådlægning. Vosborg Enge ligger i Storåens historiske delta ved Nissum Fjord og var før vådlægningen drænet med grøfter og dræn og afvandet via en pumpestation til Storåen. Projektarealet blev vådlagt i februar–juni 2024 ved opfyldning af grøfter og ophør af pumpningen, hvorefter vandet afledes til Storåen gennem en tilbageløbsklap. Diger og landkanaler, som afskærer området fra Storåen og det direkte opland, blev bevaret, og der pumpes desuden vand ind i området fra voldgraven omkring Nørre Vosborg Gods. Moniteringen omfatter tre måleår før vådlægningen (juni 2021 – maj 2024) og ét måleår efter vådlægningen (januar–december 2025). Usikkerhederne på de opstillede vand- og stofbalancer er bestemt ved Monte Carlo-simulering.

Ophøret af pumpningen ændrede vandbalancen markant. Den hydrauliske belastning faldt fra 2451–2714 mm $år^{-1}$ før vådlægningen til 1485 mm $år^{-1}$ efter vådlægningen, primært fordi grundvandstilstrømningen til området blev reduceret med ca. 70 %. Efter vådlægningen var vandudvekslingen styret af vandstanden i Storåen, og ændringer i vandmagasinet i vådområdet udgjorde en stor del af den månedlige vandbalance. Indpumpningen af vand fra voldgraven udgjorde 18 % af den hydrauliske belastning efter vådlægningen.

Før vådlægningen var området en betydelig kilde til kvælstof med et nettotab på 15,9–23,5 kg TN ha^{-1} $år^{-1}$, som primært bestod af nitrat og organisk N. Nettotabet skete hovedsageligt i vinterhalvåret. Efter vådlægningen var nettotabet af TN uændret (18,5 ± 7,1 kg ha^{-1} $år^{-1}$), men sammensætningen ændrede sig, idet nettotabet af nitrat faldt signifikant med 9,7 ± 1,7 kg N ha^{-1} $år^{-1}$, mens nettotabet af organisk N steg med 12,8 ± 3,3 kg ha^{-1} $år^{-1}$. Udvaskningen fra dyrkningen af området indgår ikke i balancerne, men blev ud fra standardværdier fra den tekniske forundersøgelse estimeret til ca. 27 kg N ha^{-1} $år^{-1}$, hvilket er mere end det målte nettotab af nitrat før vådlægningen. Faldet i nitrattabet kan dermed forklares af ophøret af dyrkningen. En stor del af det udvaskede kvælstof blev dog sandsynligvis allerede fjernet via denitrifikation inden for det drænede område, og ophøret af dyrkningen gav derfor en mindre reduktion i tilførslen til Storåen end forventet. Stigningen i tabet af organisk N tilskrives frigivelse fra den vådlagte tørv og nedbrydning af planterester. Reduktionen i N-tilførslen til Nissum Fjord på 2–4 ton N $år^{-1}$, som blev beregnet i den tekniske forundersøgelse, er dermed ikke opfyldt i det første år efter vådlægningen. Dog er kvaliteten af nettotabet af kvælstof ændret fra uorganisk N til dominans af organisk N.

For fosfor var effekten af vådlægningen entydigt positiv. Før vådlægningen var der et nettotab på 3,4–6,9 kg TP ha^{-1} $år^{-1}$, næsten udelukkende som partikulært fosfor, som sandsynligvis stammede fra erosion i grøftesystemet og ved pumpestationen. Efter vådlægningen blev nettotabet reduceret med 5,25 ± 0,61 kg P ha^{-1} $år^{-1}$ (ca. 2,9 kg P ha^{-1} $år^{-1}$, hvis tabet før vådlægningen beregnes alene ud fra punktprøver), og området var i balance med hensyn til TP (−0,07 ± 0,39 kg ha^{-1} $år^{-1}$). Området tilbageholdt opløst reaktivt fosfor (0,90 ± 0,29 kg P ha^{-1} $år^{-1}$), og der blev ikke observeret fosforfrigivelse fra tørven, hvilket

tilskrives jordens meget høje jernindhold. Tabet af organisk kulstof blev derimod omtrent fordoblet fra 136–154 til 297 ± 54 kg TOC ha^{-1} $år^{-1}$ som følge af øget udvaskning af opløst organisk stof fra tørvejorden og planterester.

Indpumpningen af vand fra voldgraven var en væsentlig ny kilde til ammonium, organisk N, fosfat og organisk kulstof efter vådlægningen. Denne nye kilde er samtidig den største enkeltkilde til usikkerhed på stofbalancerne, da voldgraven først blev prøvetaget fra september 2025.

Samlet viser undersøgelsen, at hævning af vandstanden uden genskabelse af forbindelsen til vandløbet og oplandet kun i begrænset omfang øger kvælstoffjernelsen, da den eksterne nitratbelastning af området er lille. Vådlægningen har derimod markant reduceret fosfortabet fra de jernrige tørvejorde. Da moniteringen efter vådlægningen kun omfatter ét år, kan det ikke afgøres, i hvilket omfang den øgede udvaskning af organisk N og organisk kulstof er en forbigående effekt af vådlægningen.

Summary

The low-lying area Vosborg Enge (89 ha) is part of the project "Monitoring of nitrogen removal and phosphorus retention in carbon-rich low-lying areas" under the national research programme NIFA. The purpose was to investigate water and nutrient balances for nitrogen (N), phosphorus (P) and organic carbon (TOC) in carbon-rich lowland soils before and after rewetting. Vosborg Enge is located in the historical delta of the River Storå at Nissum Fjord and was, prior to rewetting, drained by ditches and tile drains and dewatered via a pumping station discharging to the River Storå. The project area was rewetted in February–June 2024 by infilling of ditches and cessation of pumping, after which water is discharged to the River Storå through a non-return flap valve. Dikes and diversion canals, which separate the area from the River Storå and the direct catchment, were preserved, and water is additionally pumped into the area from the moat (surrounding the Nørre Vosborg manor). The monitoring covers three measurement years before rewetting (June 2021 – May 2024) and one measurement year after rewetting (January–December 2025). Uncertainties of the nutrient balances were determined by Monte Carlo simulation.

The cessation of pumping markedly changed the water balance. The hydraulic loading rate decreased from 2451–2714 mm yr^{-1} before rewetting to 1485 mm yr^{-1} after rewetting, primarily because the groundwater inflow was reduced by approximately 70%. After rewetting, the water exchange was controlled by the water level in the River Storå, and changes in water storage constituted a large part of the monthly water balance. Water pumped in from the moat accounted for 18% of the hydraulic loading rate.

Before rewetting, the area constituted a significant source of nitrogen with a net loss of 15.9–23.5 kg TN ha^{-1} yr^{-1}, consisting mainly of nitrate and organic N and exported during the winter half-year. After rewetting, the net loss of TN remained unchanged (18.5 ± 7.1 kg ha^{-1} yr^{-1}), but its composition changed: the net loss of nitrate decreased significantly by 9.7 ± 1.7 kg N ha^{-1} yr^{-1}, whereas the net loss of organic N increased by 12.8 ± 3.3 kg ha^{-1} yr^{-1}. Leaching from cultivation of the area itself is not included in the balances but was estimated at approx. 27 kg N ha^{-1} yr^{-1} based on the technical pre-assessment, which exceeds the measured net nitrate loss before rewetting. The decrease in nitrate loss can thus be explained by the cessation of cultivation. However, a large part of the leached nitrogen was probably already removed within the drained area via denitrification, and the cessation of cultivation therefore reduced the loading of the River Storå less than anticipated. The increased loss of organic N is attributed to N release from the rewetted peat and decomposition of plant residues. Consequently, the reduction in N loading to Nissum Fjord of 2–4 tonnes N yr^{-1} anticipated in the technical pre-assessment has not been achieved in the first year after rewetting. However, the quality of the net load of N has changed from mainly inorganic to mainly organic N.

For phosphorus, the effect of rewetting was unambiguously positive. Before rewetting, there was a net loss of 3.4–6.9 kg TP ha^{-1} yr^{-1}, almost exclusively as particulate phosphorus, which probably originated from erosion in the ditch system and at the pumping station. After rewetting, the net loss was reduced by 5.25 ± 0.61 kg P ha^{-1} yr^{-1} (approx. 2.9 kg P ha^{-1} yr^{-1} if the export before rewetting is calculated from grab samples only), and the area was in balance with respect to TP (−0.07 ± 0.39 kg ha^{-1} yr^{-1}). The area retained soluble reactive

phosphorus (0.90 ± 0.29 kg P ha^{-1} yr^{-1}), and no release of phosphorus from the peat was observed, which is attributed to the very high iron content of the soil. In contrast, the loss of organic carbon approximately doubled from 136–154 to 297 ± 54 kg TOC ha^{-1} yr^{-1} due to increased leaching of dissolved organic matter from the peat and plant residues.

Water pumped in from the moat was a significant new source of ammonium, organic N, phosphate and organic carbon after rewetting and, at the same time, the largest single source of uncertainty in the nutrient balances, as the moat was only sampled from September 2025 onwards.

Overall, the study shows that raising the water table without restoring the connection to the stream and the catchment only increases nitrogen removal to a limited extent, as the external nitrate loading of the area is low, but that rewetting has markedly reduced the phosphorus loss from the iron-rich peat soils. As the post-rewetting monitoring covers only one year, it cannot be determined to what extent the increased leaching of organic N and organic carbon is a transient effect of rewetting.

1 Introduktion

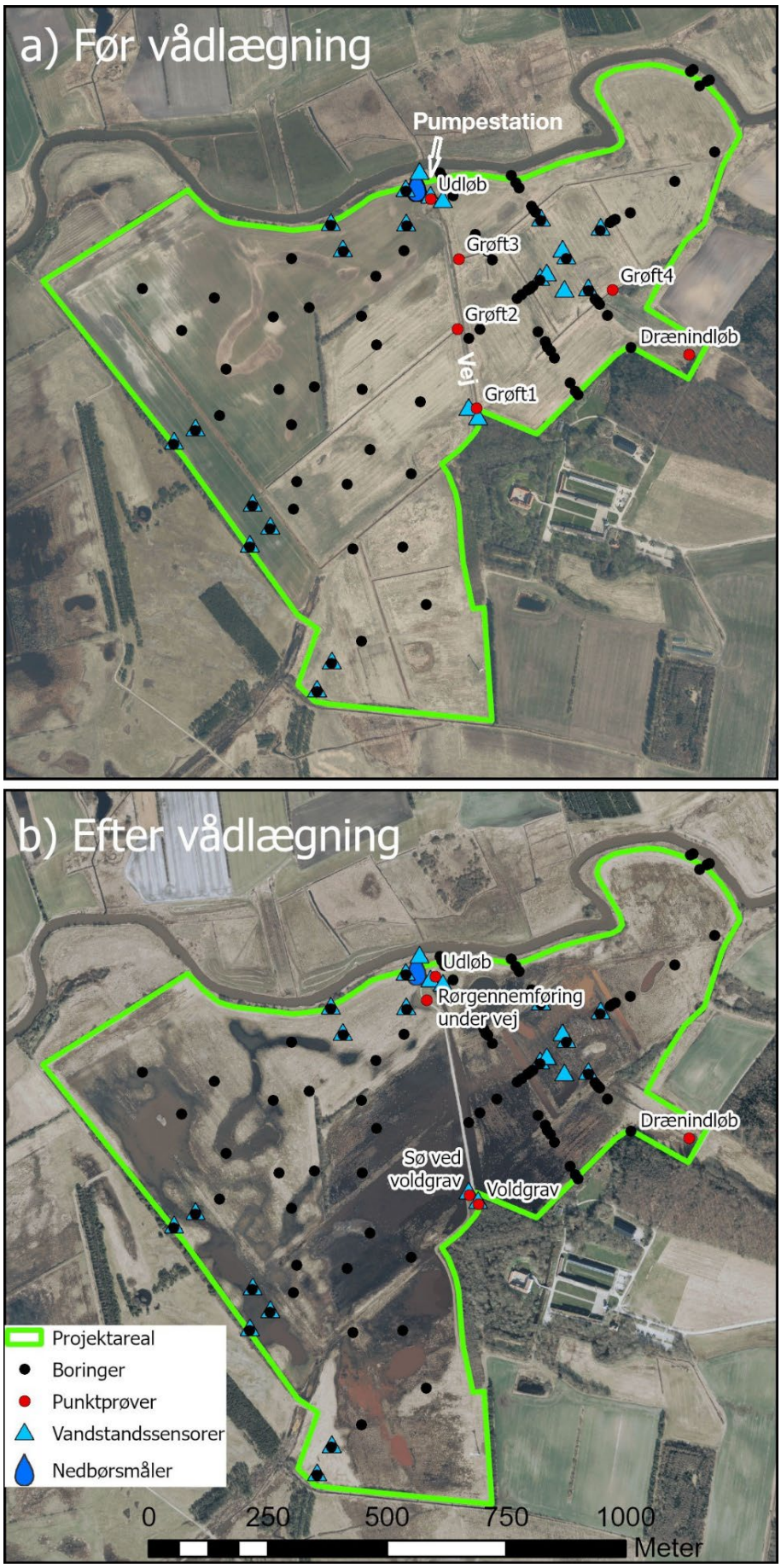
1.1 Lokalitet

Projektarealet Vosborg Enge er et lavbundsområde på 89 ha beliggende i de historiske enge "Munkehaverne" ved Nørre Vosborg Gods (Figur 1.1). Området afgrænses mod nord af Storåen og ligger umiddelbart nordvest for Skovbjerg Bakkeø på den vestjyske smeltevandsslette, ca. 2 km fra Storåens udløb til Nissum Fjord. Engene er udviklet i en tidligere ferskvandssø, der blev dannet som følge af stigende grundvandsstand efter den postglaciale havspejlsstigning. Søen var til stede fra mindst ca. 5300 f.Kr. og efterlod betydelige aflejringer af gytje og organisk materiale (Odgaard et al., 2014a). Senere faldt vandstanden, hvorved søen gradvist blev afløst af mose- og engdannelse. Efter søfasen etablerede Storåen et løb gennem området og aflejrede sand og finkornet sediment under tilbagevendende oversvømmelser. Samtidig blev der under storme blæst flyvesand ind fra klitterne "Grønningen" umiddelbart vest for området (Figur 3.1a). Dette har resulteret i en kompleks opbygning af området, som består af organiske aflejringer, søsedimenter og fladedækkende lag af flyvesand gennemskåret af alluviale aflejringer fra Storåens løb gennem området. Overfladen bærer ligeledes præg af de tidligere åløb og naturlige levéer, der afspejler Storåens historiske dynamik. De tykke lag af sø- og moseaflejringer har givet området en høj naturlig frugtbarhed, og engene har historisk været udnyttet som produktive høenge (Odgaard et al., 2014a).

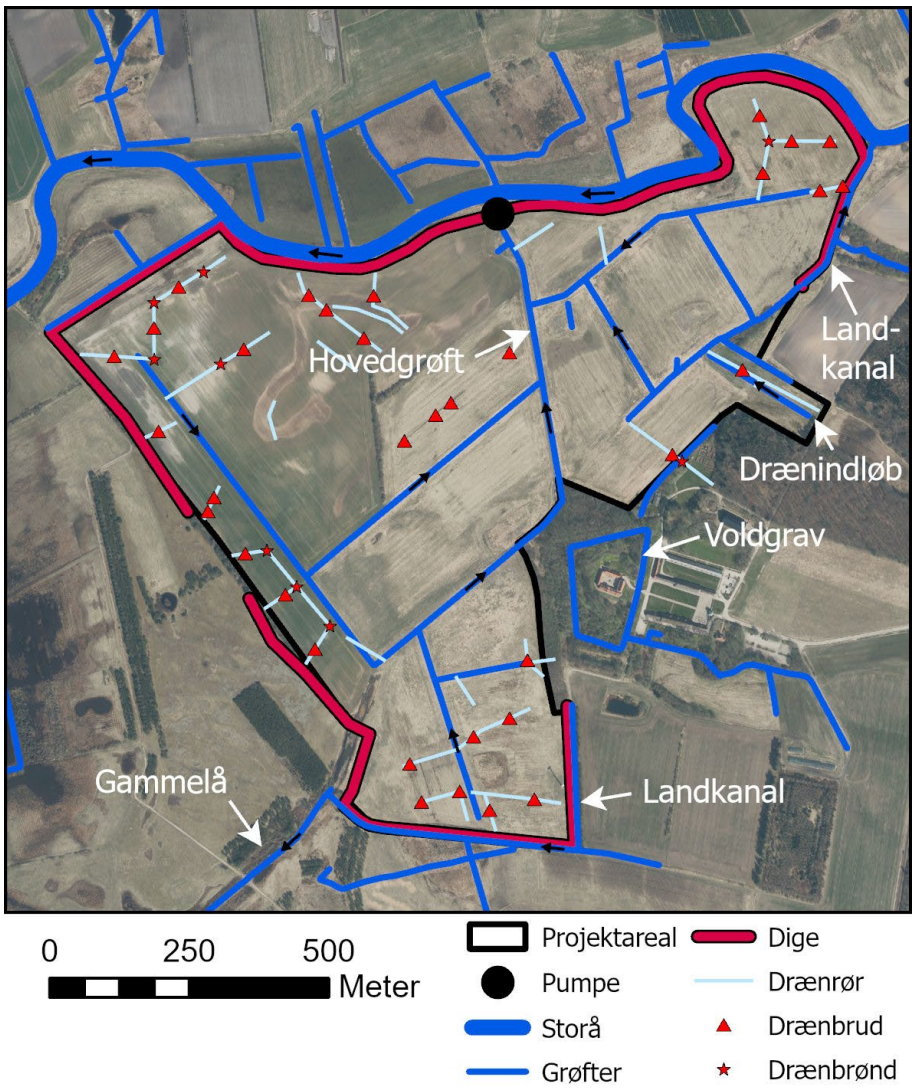
Området var delvist grøftet i 1800-tallet, men blev systematisk drænet i 1945, hvor området blev inddiget bag et 2 m højt dige, og der blev oprettet en pumpestation. Samtidig blev der gravet landkanaler, som skulle omdirigere indstrømmende grundvand fra oplandet mod sydøst (Figur 1.2) (Odgaard et al., 2014b). Engenes dræn og grøfter ledte vandet til en central hovedgrøft, hvorfra vandet via en pumpestation blev pumpet ud i Storåen (Figur 1.2).

Området vest for vejen til pumpestationen (Figur 1.1) har været anvendt til korndyrkning indtil vådlægningen i 2024, mens området øst for vejen har været græsarealer i en længere årrække. Nogle mindre områder inde i projektarealet (ca. 1 ha) var klassificeret som natur allerede ved udførelsen af den tekniske forundersøgelse i 2016, da de var for våde til dyrkning. Ligeledes blev nogle tynde bræmmer langs projektranden inkl. diget (ca. 8 ha) klassificeret som natur (Orbicon, 2016).

Vådlægningen af området blev gennemført i perioden februar til juni 2024. Alle områdets grøfter blev opfyldt, og pumpestationen blev afbrudt. Ved det tidligere udløb er der gravet en lavning, hvorfra vandet ledes igennem en tilbageløbsklap ud til Storåen. Det genetablerede vådområde vil derfor afvande til Storåen, når vandstanden i vådområdet er højere end i åen, mens tilbageløbsklappen forhindrer åvand i at løbe ind i området. Diger og landkanaler er ikke ændret i forbindelse med vådlægningen, og vådlægningen har dermed haft det primære formål at hæve vandstanden lokalt snarere end at genetablere forbindelsen til det naturlige opland.



Figur 1.1. Projektarealet Vosborg Enge med indtegnede prøvetagningspunkter fra overfladevand (røde punkter). De sorte punkter angiver boringer, hvor der er udtaget jordprøver og installeret piezometerrør i forskellige dybder til måling af hydraulisk potentiale og udtagning af grundvandsprøver. De blå trekanter angiver placeringen af de installerede vandstandssensorer. Panelerne a og b viser området hhv. før og efter vådlægningen i foråret 2024.



Figur 1.2. Hydrologi før vådlægningen af Vosborg Enge. Kortet viser grøfter, drænledninger samt lokaliteter, hvor drænledninger og -brønde blev afbrudt i forbindelse med vådlægningen af arealet, som angivet i udbudsmaterialet for vådlægningsprojektet (Christensen, 2022). Kortet viser desuden placeringen af pumpestationen (sort cirkel) mod nord, og hvordan landkanaler er gravet på opstrømssiden mod sydøst for at opsnappe indstrømmende grundvand med henblik på at mindske behovet for pumpning. Engene er desuden omkranset af diger, som afskærmer arealet fra Storåen og landkanalerne. Vandets overfladiske strømningsveje er indtegnet med pile.

2 Materialer og metoder

2.1 Instrumentering og måleudstyr

2.1.1 Udløb

Pumpestationen, hvorigennem vandet fra engen føres ud i Storåen, er udstyret med en Lykkegaard-pumpe (Type 300-85, No 4515, årgang 2008) med en pumperate på 120 L s^{-1} ved en løftehøjde på 3,5 m og 208 L s^{-1} ved en løftehøjde på 0,5 m. Ved pumpestationen blev der installeret en elmåler, som blev aflæst hver tredje uge til registrering af pumpens pumpetid. På udløbssiden af pumpen ledes vandet til Storåen via et 600 mm betonrør, hvori der i perioden 21. juni 2022 til 18. august 2023 var installeret en Doppler-flowmåler (Sontek IQ Pipe, Xylem), som registrerede afstrømningen hvert femte minut (Figur 2.1 a,b). På både indløbs- og udløbssiden af pumpen blev vandstanden registreret hvert femtende minut ved hjælp af Arduino-loggere påmonteret en tryksensor (Arduino MKRWAN 1300/1310 og BD Sensors DCL532).

Udpumpningen (Q_{Pumpe}) for perioder kun med aflæsning af pumpetid er beregnet ved at opstille en relation mellem andelen af den forgangne tid mellem to aflæsninger, hvori pumpen har kørt (f_i), og den gennemsnitlige afstrømning målt med Doppler-flowmåleren ($Q_{Doppler,i}$) i samme periode (i).

$$Q_{\text{Pumpe},i} = k \times f_i \tag{1}$$

hvor k er en koefficient fundet ved lineær regression (bilag 7.1, Figur 7.1).

Udløb via pumpestationen blev prøvetaget hver tredje time vha. en automatisk vandprøvetager med køl (ISCO 5800 Refrigerated Sampler, Teledyne, NE, USA).

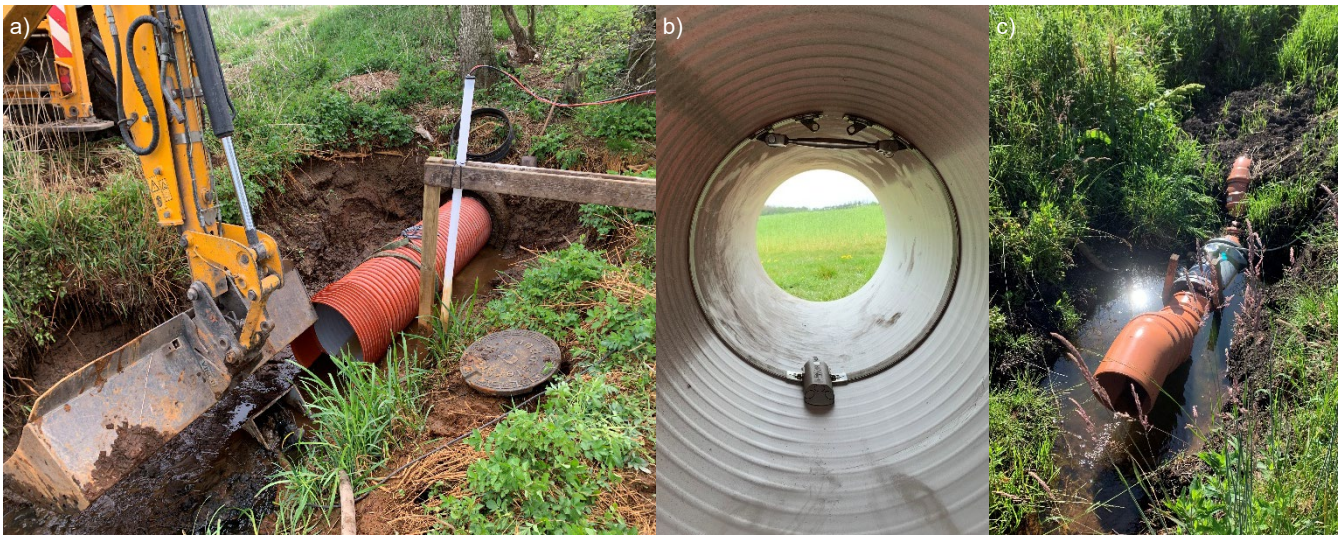
Ved vådlægningen blev pumpestationen nedlagt, og der blev gravet en mindre sø tæt på det gamle udløb. Fra søen ledes vandet til en brønd med en tilbageløbsklap og derfra ud i Storåen gennem pumpens tidligere udløbsrør. Dette udløb ($Q_{\text{Udløb}}$) blev fortsat registreret med Doppler-flowmåler (Sontek IQ Pipe, Xylem), som registrerede afstrømningen hvert femtende minut. Efter vådlægningen blev der ligeledes registreret vandstande på ind- og udløbssiden til beregning af den hydrauliske difference hen over tilbageløbsklappen. De meget langsommere vandhastigheder i udløbet efter ophørt pumpning resulterer i øget støj på Doppler-målingerne, hvorfor den hydrauliske difference $dH_{\text{Udløb}}$ er anvendt til at bortfiltrere støj, når tilbageløbsklappen er lukket.

$$Q_{\text{Udløb}} = 0, \text{ hvor } dH_{\text{Udløb}} \leq 0 \tag{2}$$

Doppler-flowmåleren blev først genopsat efter vådlægningen den 9. maj 2025. De manglende data fra vådlægningstidspunktet frem til denne dato blev derfor modelleret ved at kalibrere en multipel kvadratisk regressionsmodel mellem den målte afstrømning (Doppler) og hydrauliske prædiktorer (dH, vandstand i udløbssøen og kvartal) baseret på den efterfølgende periode med samtidige Doppler-flowmålinger (bilag, Figur 7.2).

Udløb via tilbageløbsklappen blev prøvetaget hver tredje time vha. en automatisk vandprøvetager uden køl (ISCO 3700 Sampler, Teledyne, NE, USA).

Alle ISCO-prøver blev puljet til daglige prøver i 1 L flasker, hvorefter disse blev puljet til ugentlige prøver inden analyse. Der blev desuden udtaget punktprøver hver tredje uge, som bl.a. er anvendt til kontrol af ISCO-prøverne (bilag Figur 7.6 og Tabel 7.2). ISCO-prøverne er anvendt i stoftransportberegningerne, mens punktprøverne kun er anvendt i perioder uden ISCO-prøver (afsnit 2.3.2).



Figur 2.1. Flowmålere installeret ved ud- og indløb i Vosborg Enge. Til udløbsrøret fra området blev der monteret et ekstra rørstykke (a), hvori der var installeret en Sontek IQ Pipe Doppler-flowmåler (b). Ved drænindløbet til området blev der installeret en elektromagnetisk flowmåler med bøjninger, som sikrede, at flowmåleren altid var fuldt løbende (c).

2.1.2 Indløb

Både før og efter vådlægningen modtog engene drænvand fra et drænindløb mod øst (Figur 1.1 og 1.2). Tilstrømningen via dette indløb blev målt med en elektromagnetisk flowmåler (KROHNE Waterflux 3070F; DN300, Tyskland, Figur 2.1 c), og data blev registreret for hver 100 L vha. pulsloggere (MadgeTech Pulse101A, USA).

Drænindløbet blev prøvetaget hver tredje time vha. en automatisk vandprøvetager uden køl (ISCO 3700 Sampler, Teledyne, NE, USA). ISCO-prøverne blev puljet til daglige prøver i 1 L flasker, hvorefter disse blev puljet til ugentlige prøver inden analyse. Der blev desuden udtaget punktprøver hver tredje uge.

Efter vådlægningen blev vand fra voldgraven pumpet ind i engene for fortsat at holde vandstanden i voldgraven lav (Figur 1.1b). Indtil juni 2025 var der installeret en underdimensioneret pumpe, som kørte konstant med fuld kraft (antaget fast pumperate på 5 L s^{-1}). Pumpen blev i juni 2025 udskiftet til en Grundfos SL1.80.100.22 med en pumperate på ca. 20 L s^{-1} ved en løftehøjde på 7,20 m og en pumperate på 35 L s^{-1} ved en løftehøjde på 4,15 m. Friktionshøjden i pumpebrønden er ca. 0,665 m, og friktionstabet i udløbsledningen er stærkt afhængigt af pumperaten (ca. 1,89 m ved 20 L s^{-1} og 5,72 m ved 35 L s^{-1}). Strømforbruget til pumpen registreredes ca. hver tredje uge, og pumpens løftehøjde blev registreret vha. vandstandsmålinger i voldgraven og i søen (hvortil vandet pumpedes) med vandstandsloggere hvert femtende minut (Arduino MKRWAN 1300/1310 og BD Sensors DCL532).

For hver tidsperiode mellem aflæsningerne af strømforbrug blev den gennemsnitlige pumpning fra voldgraven beregnet vha. kombinationen af pumpens løftehøjde, pumpens pumpekarakteristik (pumpekurve) og det statiske friktionstab i pumpebrønden (0,665 m) og det dynamiske friktionstab i udløbsrøret. Friktionstabet i udløbsrøret beregnes for hver periode iterativt ud fra den estimerede pumperate. I hver iteration beregnes et nyt rørtab, hvorefter den samlede løftehøjde (vandspejlsforskel + brøndtab + rørtab) bruges til at aflæse en opdateret pumperate på pumpekurven. Processen gentages, indtil pumperate og friktionstab er indbyrdes konsistente.

Vandkvaliteten i indløb fra voldgraven blev analyseret på punktprøver udtaget hver tredje uge.

2.1.3 Nedbør og evapotranspiration

Nedbør blev registreret vha. en nedbørsmåler (Pronamic Professional Rain Gauge PCB 9602, nøjagtighed ± 2 %) placeret i nærheden af pumpestationen, og atmosfærisk deposition blev forsøgt målt med nedbørsopsamlere (duplikat) placeret ved drænindløbet. Til korrektion af den lokalt målte nedbør er anvendt den daglige dynamiske korrektion for det tilsvarende 10 km × 10 km grid (10021) anvendt af DMI:

$$k_P = \frac{P_{kor,DMI}}{P_{obs,DMI}} \tag{3}$$

hvor $P_{kor,DMI}$ og $P_{obs,DMI}$ er henholdsvis korrigeret og observeret daglig nedbør fra DMI's nedbørsgrid, og k_P er den anvendte daglige korrektionsfaktor. På månedsbasis resulterer dette i gennemsnitlige månedlige korrektioner ($k_P - 1$) i moniteringsperioden på hhv. 28,7, 29,1, 12,1, 9,2, 9,2, 8,0, 6,8, 6,4, 7,0, 10,6, 13,7, og 15,6 % fra hhv. januar til december.

Før vådlægningen er det antaget, at den aktuelle fordampning (ET) er lig referencefordampningen (E_0) fra DMI's 20 km × 20 km grid (20004). I perioden efter vådlægningen stod vandspejlet betydeligt højere, og der var adgang til aktuelle fordampningsdata (ET_{EB}) beregnet ud fra energibalancen fra et eddykovarians-tårn opsat på den østlige del af projektarealet (*Tong et al.*, indsendt).

2.1.4 Boringer

Der er foretaget 88 boringer i projektarealet og udtaget 770 jordprøver, der er repræsentative for forskellige jordhorisonter i dybder fra 0 til 7,3 m (Figur 7.7). Ved hver boring blev der installeret piezometerrør til måling af vandstand og udtagning af grundvandsprøver i flere dybder. I alt 159 piezometerrør blev filtersat i forskellige intervaller mellem 0,08 m og 5,97 m dybde. På den østlige del af arealet er boringer og piezometerrør placeret systematisk langs transekter, og piezometerrør er filtersat i flere dybder i både mineralske og organiske lag. På den vestlige halvdel er boringerne derimod placeret langs "kanaler" af grove sedimenter, som forventes at være styrende for vandets strømningsveje (se afsnit 3.1). På den vestlige halvdel er filtersætningen af piezometerrørene ligeledes fokuseret på disse dybere sandlag.

2.1.5 Grundvand

Grundet de meget heterogene geologiske forhold i Vosborg Enge er det ikke muligt at beregne grundvandsbidraget af vand ($Q_{\mathrm{GV_{ind}}}$) og grundvandsudløb af vand ($Q_{\mathrm{GV_{ud}}}$) til og fra projektområdet. Størrelsen af disse bidrag er derfor

beregnet som residualet i vandbalancen, som er beskrevet i det følgende afsnit (2.2). De installerede piezometerrør er i stedet anvendt til at beregne de relative grundvandsbidrag for hver af de sektioner langs projektarealets rand, som disse piezometerrør repræsenterer (bilag Figur 7.4 og Tabel 7.1). For hver sektion er undergrunden delt op i de relevante geologiske lag, og daglige Darcy-grundvandsafstrømninger er beregnet for hver sektion og hvert geologisk lag vha. vandstande registreret i de aktuelle piezometerrør, lagenes geometri og lagenes hydrauliske ledningsevne målt ved gentagne slug tests (Bouwer & Rice, 1976; Hvorslev, 1951; Zlotnik et al., 2010).

Hydrauliske potentialer blev målt med automatiske vandstandsloggere (Arduino MKRWAN 1300/1310 og BD Sensors DCL532), som loggede vandstanden hvert femtende minut i udvalgte piezometerrør langs projektarealets rand (Figur 7.7). Alle piezometerrør blev desuden pejlet manuelt to til fire gange årligt.

Grundvandsbidraget beregnet med vandbalancen (afsnit 2.2) er derefter fordelt på de enkelte grundvandssektioner proportionalt med deres relative bidrag beregnet med Darcy. Fordelingen påvirker ikke vandbalancen, men anvendes udelukkende til beregning af grundvandets stoftransport. For hver sektion er grundvandsbidraget multipliceret med koncentrationerne målt i sektionens piezometerrør (bilag Tabel 7.1), hvorved der tages højde for den betydelige rumlige variation i grundvandets kemi langs projektarealets rand (afsnit 3.3). De samme sektioner og koncentrationer er anvendt for både grundvandstilstrømning og -udstrømning.

2.2 Vandbalancer

Vandbalancen for Vosborg Enge kan opskrives som følger:

$$Q_{\text{Drænindløb}} + Q_{\text{Voldgrav}} + Q_{\text{GV}_{\text{ind}}} + P = Q_{\text{Udløb}} + Q_{\text{GV}_{\text{ud}}} + ET + \Delta S \quad (4)$$

hvor venstre side udgør tilstrømning til området, og højre side udgør afstrømning fra området. $Q_{\text{Drænindløb}}$ er dræntilstrømning fra drænindløbet ved områdets østlige rand, Q_{Voldgrav} er tilstrømning fra voldgraven omkring Nørre Vosborg Gods, $Q_{\text{GV}_{\text{ind}}}$ er grundvandstilstrømning, P er nedbør på projektarealet, $Q_{\text{Udløb}}$ er udpumpning via pumpestationen (før vådlægning) og udløb via tilbageløbsklappen til Storåen (efter vådlægning), $Q_{\text{GV}_{\text{ud}}}$ er grundvandsudstrømning, ET er evapotranspiration, og ΔS er ændringen i vandmagasinet i projektarealets sedimentpakke og på overfladen (Figur 1.1 og 1.2).

Magasinændring (ΔS) i arealet er beregnet som følger:

$$\Delta S = \Delta S_{\text{overflade}} + \Delta S_{\text{magasin}} \quad (5)$$

hvor $\Delta S_{\text{overflade}}$ angiver ændringen i volumen af frit overfladevand som følge af ændringer i vandstanden i vådområdet, beregnet ud fra en vandstands-volumen-relation baseret på højdemodellen for området (Figur 7.3). $\Delta S_{\text{magasin}}$ er ændringen i vandvolumen i jordens porer og beregnes som følger:

$$\Delta S_{\text{magasin}} = \Delta H \times S_y \quad (6)$$

hvor ΔH angiver ændringen af det fri grundvandsspejl, og S_y angiver jordens specifikke ydelse (drænbar porøsitet). S_y er estimeret til 0,15 ud fra

vandspejlsstigninger observeret i overfladenære piezometerrør efter nedbørshændelser.

Vandbalancen er beregnet på gennemsnitlige daglige værdier for alle tidsserier og efterfølgende opsummeret til månedlige værdier.

2.3 Kemiske analyser

2.3.1 Vandprøver

Ufiltrerede ISCO- og punktprøver fra overfladevand blev analyseret for suspenderet stof (DS/EN 872, 2005). Ufiltrerede ISCO-prøver og punktprøver blev analyseret for total organisk kulstof (TOC) og total kvælstof (TN) med en TOC-L analyser med et TNM-L modul (Shimadzu) jævnfør European Standard Methods DIN EN 1484 (2019) og DIN EN 12260 (2003). Total ufiltreret fosfor ($TP_{ufiltreret}$) blev målt som opløst reaktivt fosfor (SRP) efter kemisk nedbrydning med kaliumperoxodisulfat ($K_2S_2O_8$) på et Shimadzu UV1900 spektrofotometer jævnfør standarden DS/EN ISO 6878 (2004). ISCO-prøver og punktprøver blev herefter også filtreret med et 0,45 µm membranfilter (ADVANTEC mixed cellulose ester filter, Frisenette), hvorefter alle prøver blev analyseret for total opløst fosfor ($TP_{filtreret;}$ DS/EN 6878, 2004). Ammonium (NH_4-N) og fosfat (PO_4-P, også benævnt SRP) blev analyseret på en SEAL Analytical AA500 Autoanalyzer med en SEAL AS4 sampler. Nitrat (NO_3-N), nitrit (NO_2-N) og sulfat (SO_4^{2-}) blev bestemt på ionkromatograf (Dionex ICS-1500, Dionex Corporation) med anion micromembran suppressor (AMMS III 4 mm) og en basisk eluent under anvendelse af metode DS/EN ISO 10304-1 (1996). Prøverne til denne analyse blev filtreret en ekstra gang gennem et 0,22 µm nylon filter (Q-MAX GPF syringe filters, Frisenette).

Total organisk N (TON) er beregnet som differencen mellem TN i ufiltreret vand og uorganisk N: TON = TN – NH_4-N – NO_3-N – NO_2-N. Partikulært bundet fosfor (PP) er beregnet som $TP_{ufiltreret}$ – $TP_{filtreret}$, mens opløst ikke-reaktivt P (SNRP) er beregnet som SNRP = $TP_{filtreret}$ – SRP.

Atmosfærisk deposition blev forsøgt målt med nedbørsopsamlere (duplikat), som desværre gentagne gange blev forurenet af fugle og andre dyr. Atmosfærisk deposition af N er derfor i stedet opgjort på månedsbasis for ~5,4 km × 5,4 km grid af Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet for perioden før vådlægningen (Figur 7.5 i bilag 7.2). Da der endnu ikke foreligger data for 2025, er der for dette år anvendt gennemsnitlige månedlige værdier for perioden 2018-2024. Årlige depositioner er givet i Tabel 2.1.

Tabel 2.1. Årlige depositioner af total kvælstof (TN), ammonium-N (NH_4-N) og nitrat-N (NO_3-N). Depositionerne er modelleret for ~5,4 km × 5,4 km grid af Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet og afrapporteret for årene 2021-2024 i hhv. Ellermann et al. (2023), Ellermann et al. (2024a), Ellermann et al. (2024b) og Poulsen et al. (2025). For 2025 er anvendt gennemsnitsdepositioner for årene 2018-2024.

[kg ha^{-1} $år^{-1}$]	2021	2022	2023	2024	2025
TN	10,96	8,75	10,17	11,62	10,95
NH_4-N	7,35	5,70	6,37	7,32	7,23
NO_3-N	3,62	3,04	3,79	4,30	3,71

Den årlige atmosfæriske deposition af TP er angivet til 0,04 kg P ha^{-1} $år^{-1}$ (Ellermann et al., 2015) og distribueret hen over de enkelte år proportionelt til nedbør.

2.3.2 Stoftransporter og usikkerheder

Stoftransport (F) af hver enkelt specie ad hver strømningsvej beregnes som produktet af daglig afstrømning (Q) og daglig koncentration (C), hvor daglige værdier for C er opnået fra ISCO-prøvetagere eller vha. lineær interpolation, hvor der kun er punktprøver. Daglige værdier er herefter summeret til månedlige værdier, og de månedlige nettobalancer (F_{net}) kan opskrives som følger:

$$F_{\mathrm{net}} = F_{\mathrm{ind}} - F_{\mathrm{ud}} \tag{7}$$

hvilket udtrykt ved afstrømninger og koncentrationer bliver:

$$\begin{aligned} F_{\mathrm{net}} = {} & Q_{\mathrm{Drænindløb}} \times C_{\mathrm{Drænindløb}} + Q_{\mathrm{Voldgrav}} \times C_{\mathrm{Voldgrav}} + Q_{\mathrm{GV_{ind}}} \times C_{\mathrm{GV_{ind}}} \\ & + F_{\mathrm{Atm}} - Q_{\mathrm{Udløb}} \times C_{\mathrm{Udløb}} - Q_{\mathrm{GV_{ud}}} \times C_{\mathrm{GV_{ud}}} \end{aligned} \tag{8}$$

Nettobalancen er dermed målt tilførsel minus målt fraførsel, hvor positive værdier angiver nettotilbageholdelse (retention), og negative værdier angiver nettotab fra området. Nettobalancen omfatter nettoresultatet af alle processer inden for projektarealet, herunder udvaskning fra dyrkningen (afsnit 2.3.3).

Usikkerheden på belastning og retention af næringsstoffer er estimeret ved Monte Carlo-simulering. Fordi grundvandsbidraget (Q_{GV} i ligning (8)) er beregnet som residual i vandbalancen (ligning (4)), er fejlene på de enkelte vandbalanceled ikke uafhængige. En overvurdering af f.eks. udløbet medfører en tilsvarende overvurdering af grundvandstilstrømningen, hvorved fejlene delvist udligner hinanden i nettobalancen.

Desuden opsplittes grundvandets stoftransport i tilstrømning og udstrømning på månedsbasis, hvilket gør sammenhængen mellem fejl og resultat ikke-lineær. Usikkerhederne kan derfor ikke opgøres ved simpel fejlforplantning for hvert led, og hele vand- og stofbalancen er i stedet genberegnet 10.000 gange, hvor afstrømninger og koncentrationer i hver realisation får tilføjet tilfældige fejl. I hver realisation blev de daglige afstrømninger og koncentrationer multipliceret med normalfordelte fejlfaktorer med middelværdi 1 og de relative standardafvigelser angivet i Tabel 2.2. Fejlene blev opdelt i en systematisk komponent, som var konstant for hele opgørelsesperioden og repræsenterer f.eks. kalibrerings- og repræsentativitetsfejl, og en månedlig tilfældig komponent, som repræsenterer fejl knyttet til interpolation mellem prøvetagninger og til modellerede afstrømninger. For udløbet blev der skelnet mellem perioder med målt afstrømning (Doppler-flowmåler, 21. juni 2022 – 18. august 2023 før vådlægningen og fra 9. maj 2025 efter vådlægningen) og perioder, hvor afstrømningen var beregnet ud fra pumpetid (før vådlægningen) eller ud fra vandstandsforskellen over tilbageløbsklappen (efter vådlægningen). For grundvandskoncentrationerne blev fejlene trukket uafhængigt for hver af de sektioner langs projektarealets rand, som grundvandstilstrømningen er fordelt på. Negative fejlfaktorer blev sat til nul.

For hver realisation blev grundvandsbidraget genberegnet som residual i vandbalancen ud fra de perturberede afstrømninger, fordelt på sektioner og multipliceret med de tilhørende koncentrationer (hhv. ligning (4) og ligning (8)). Grundvandets stoftransport blev herefter opsplittet i tilstrømning og udstrømning på månedlig nettobasis, som i hovedberegningen (afsnit 2.3.2), og belastning og retention blev summeret for hvert måleår. Nogle fejlkilder er fælles for perioden før og efter vådlægningen: afstrømning og koncentrationer i drænindløb, nedbør, grundvandskoncentrationer og atmosfærisk deposition. For disse blev der i hver realisation brugt den samme systematiske

fejlfaktor i begge perioder. En over- eller undervurdering påvirker dermed begge perioder ens og udligner sig delvist, når ændringen i nettobalancen beregnes. Hvis fejlene var trukket uafhængigt for hver periode, ville usikkerheden på ændringen blive overvurderet.

Usikkerhederne er angivet som ± én standardafvigelse af de 10.000 realisationer, mens 95 %-intervaller er angivet som 2,5- og 97,5-percentilerne. Desuden er sandsynligheden for et nettotab (negativ retention) opgjort som andelen af realisationer med negativ retention. For at identificere de dominerende usikkerhedskilder blev simuleringen gentaget med én usikkerhedskilde ad gangen, og den enkelte kildes bidrag er angivet som dens andel af den samlede varians på retentionen.

De anvendte usikkerheder (Tabel 2.2) er baseret på producentangivelser for måleudstyret, på modelusikkerheder for de beregnede afstrømninger og på skøn over repræsentativiteten af prøvetagningen. De største usikkerheder er tilskrevet koncentrationerne i grundvand, som repræsenteres af et begrænset antal piezometerrør i et geologisk meget heterogent område (afsnit 3.1), og af det indpumpede vand fra voldgraven, som kun er prøvetaget med punktprøver. Usikkerhedsberegningen omfatter ikke strukturelle usikkerheder i opgørelsesmetoden, herunder fordelingen af grundvandsbidraget på sektioner.

Tabel 2.2. Relative standardafvigelser (1σ) anvendt i Monte Carlo-simuleringen af usikkerheden på stofbalancerne. Systematiske fejl er konstante inden for hele opgørelsesperioden, mens månedlige fejl trækkes uafhængigt for hver måned. Q er daglig afstrømning, og C er daglig koncentration.

Kilde	Systematisk	Månedlig
Afstrømning		
$Q_{\text{Udløb}}$ (målt med Doppler-flowmåler)	5 %	–
$Q_{\text{Udløb}}$ (før vådlægning, beregnet ud fra pumpetid)	7 %	20 %
$Q_{\text{Udløb}}$ (efter vådlægning, modelleret ud fra vandstandsforskel)	10 %	25 %
Q_{Voldgrav} (pumpekarakteristik, fra 1. juni 2025)	15 %	–
Q_{Voldgrav} (antaget fast pumperate, før 1. juni 2025)	30 %	–
$Q_{\text{Drænindløb}}$ (elektromagnetisk flowmåler)	1 %	–
P (nedbør)	5 %	–
ET (evapotranspiration før vådlægning, DMI Makkink)	20 %	–
ET (evapotranspiration efter vådlægning, Eddy-kovarians)	15 %	–
ΔS (magasinændring)	30 %	–
Koncentration		
$C_{Udløb}$ (udløb/pumpestation fra puljede ISCO-prøver)	5 %	5 %
$C_{Drænindløb}$ (puljede ISCO-prøver)	5 %	5 %
$C_{Voldgrav}$ (manuelle prøver fra sep. 2025)	25 %	20 %
C_{GV} (manuelle prøver for hver sektion)	40 %	25 %
Atmosfærisk deposition	30 %	–
Ekstra usikkerhed for deposition 2025 (gennemsnit 2018–2024)	10 %	–

2.3.3 Bidrag fra dyrkning af projektarealet

Stofbalancerne omfatter de målte tilførsler til projektarealet fra omgivelserne (drænindløb, grundvand, voldgraven og atmosfærisk deposition) og de målte fraførsler (udløb og grundvandsudstrømning). Gødskning, høst, mineralisering og udvaskning fra rodzonen foregår derimod inden for balancens

afgrænsning, og deres nettoresultat indgår derfor i den målte nettobalance sammen med bl.a. nitrifikation, denitrifikation og planteoptag. Udvaskningen fra dyrkningen er ikke målt i projektet og indgår ikke som et selvstændigt led i balancerne. Den er i stedet estimeret separat ud fra de standardværdier for N-udvaskningen fra rodzonen ved ekstensivering, som blev anvendt i den tekniske forundersøgelse (Orbicon, 2016): 50 kg N ha^{-1} $år^{-1}$ for omdriftsarealer, 10 kg N ha^{-1} $år^{-1}$ for græsarealer og 5 kg N ha^{-1} $år^{-1}$ for naturarealer. I moniteringsperioden blev kun den vestlige del af projektarealet (ca. 40 ha) dyrket med korn, mens den østlige del (ca. 40 ha) var græsarealer, og ca. 9 ha var natur. Med standardværdierne svarer dette til et gennemsnitligt bidrag fra dyrkningen på ca. 27 kg N ha^{-1} $år^{-1}$ før vådlægningen. Ved omlægning til natur svarer det til en reduktion i udvaskningen på ca. 22 kg N ha^{-1} $år^{-1}$. Estimatet er behæftet med betydelig usikkerhed, da det bygger på standardværdier og ikke på den faktiske gødskning og afgrødefølge, men det er anvendeligt til at vurdere, i hvilket omfang dyrkningen kan forklare de målte nettotab før vådlægningen (afsnit 3.4 og 4.2.1).

Forundersøgelsen indeholder ikke et tilsvarende estimat for P. P-tabet fra dyrkede arealer er dog typisk lille (Andersen & Heckrath, 2020) sammenlignet med de målte nettotab af P før vådlægningen, som næsten udelukkende bestod af partikulært P (afsnit 3.4), og der er derfor ikke foretaget et separat estimat for P.

2.3.4 Jordprøver

Jordprøver på den østlige halvdel af arealet blev udtaget med enten russerbor eller Eijkelkamp liner samplers. For disse prøver blev pH målt direkte i felten vha. et Hach Lange HQ11d bærbart pH-meter med en Radiometer Analytical pHC2051-8 elektrode. På den vestlige halvdel blev boringerne udført med en Geoprobe borerig med liner sampler.

Tørstofvægten blev beregnet ud fra prøvens volumen og jordens vægt efter ovntørring ved 60°C til konstant vægt. Glødetab er beregnet efter glødning i en muffelovn ved 550°C i fire timer. Omsætningsgraden for tørv blev vurderet direkte i felten på en skala fra 1 (uomsat) til 5 (fuldstændig omsat) jf. Troels-Smith (1955).

Jordprøver udtaget i dybderne 0 – 0,30 m og videre ned i de forskellige horisonter til en dybde af 7,3 m blev analyseret for TOC, TN og TP. TOC og TN blev analyseret på en CHNS analyzer (CHNS Flash Smart, ThermoScientific) ved 950 °C, 140 mL min^{-1} med He som carrier og 250 mL min^{-1} O_2. TP blev bestemt på gløderesten som fosfat efter molybdænblå-metoden efter først at være kogt i 1,0 M HCl (Andersen, 1976).

Oxalatekstraherbar fosfor, jern og aluminium (hhv. P_{ox}, Fe_{ox} og Al_{ox}) blev analyseret jf. Schoumans et al. (1987), og jordens fosformætningsgrad er beregnet jf. Lookman et al. (1995):

$$DPS_{ox} = \frac{P_{ox}}{0{,}5\ (Al_{ox} + Fe_{ox})} \tag{9}$$

2.3.5 Geofysiske målinger (tTEM)

En geofysisk undersøgelse blev gennemført d. 24. marts 2021 ved anvendelse af et jordbaseret transient elektromagnetisk system, som trækkes efter en ATV (tTEM, Auken et al., 2019). De registrerede signaler blev behandlet og inverteret ved hjælp af softwarepakken Aarhus Workbench og inversionskoden

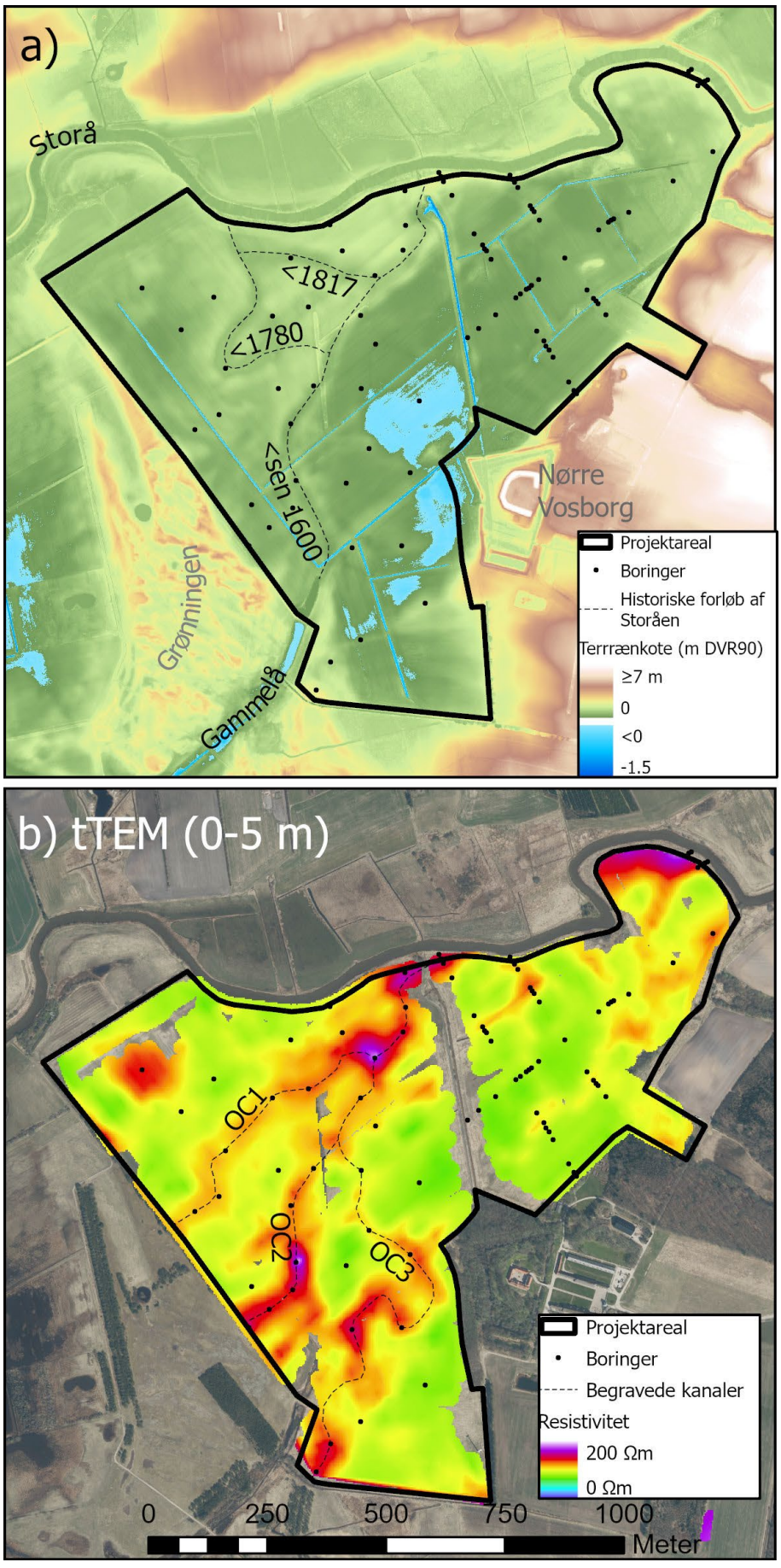
AarhusInv (Auken et al., 2015; Kirkegaard et al., 2015), hvilket resulterede i 1D-jordresistivitetsprofiler. Inversionerne blev udført ved anvendelse af et ″smooth″ inversionsskema (Vignoli et al., 2015) med ″spatially constrained inversion″ (SCI, Viezzoli et al., 2008). Kortlægningsområdet og udvalgte tTEM-profiler ses i bilag 7.7.

3 Resultater

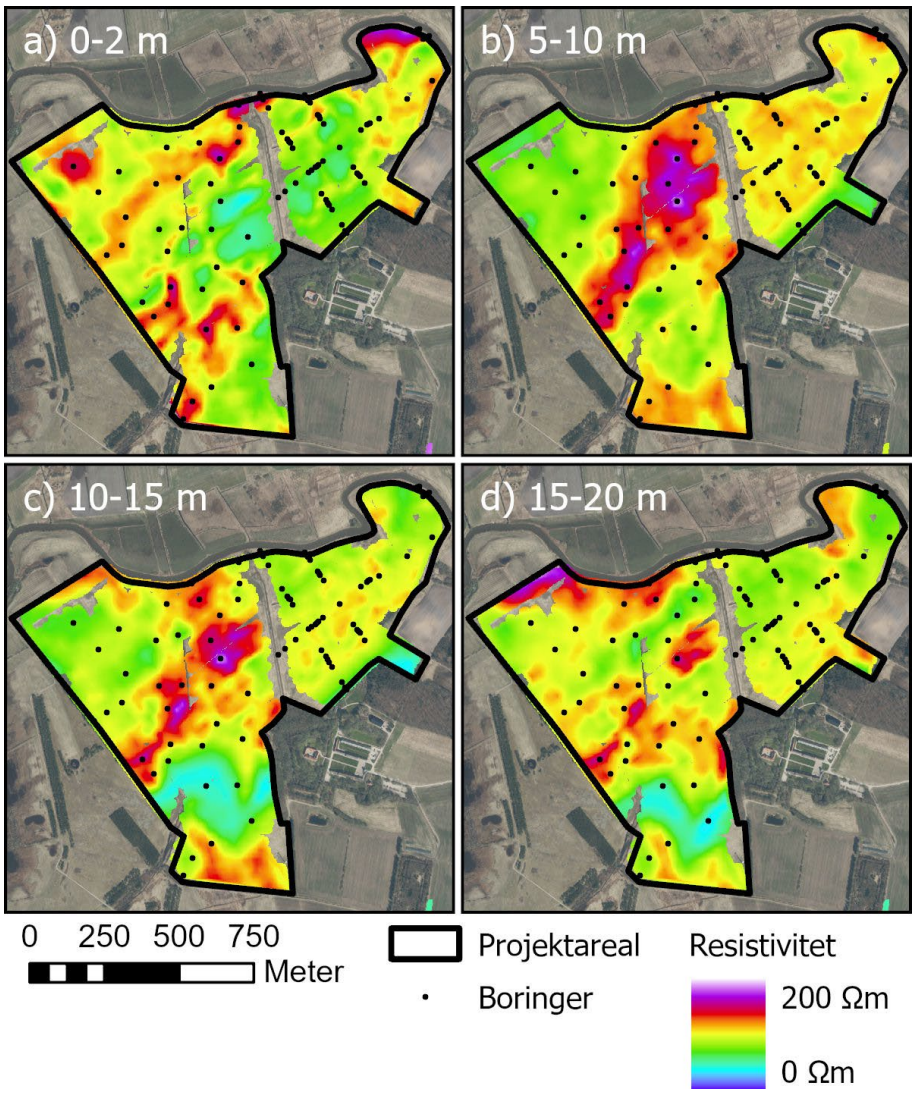
3.1 Lithologi

Vosborg Enge ligger umiddelbart nordvest for Skovbjerg Bakkeø på den vestjyske smeltevandsslette. Området udgør en del af Storåens historiske delta og er kendetegnet ved en geologisk meget kompleks opbygning. De øverste jordlag består primært af tørvelag på op til 3 m tykkelse, men tørvelaget gennemskæres af sandfyldte kanaler, som stammer fra tidligere løb af Storåen (Figur 3.1a), samt af mere fladedækkende lag af flyvesand. Under disse lag findes gytje i varierende tykkelser, og under gytjen er der skråtstillede sand- og lerlag, som ligeledes er gennemskåret af begravede, sandfyldte dalstrøg (Figur 3.1b og bilag 7.7). Selv i de øverste få meter er geologien særdeles heterogen, hvilket også ses i eksempler på borekerner fra området (Figur 3.3).

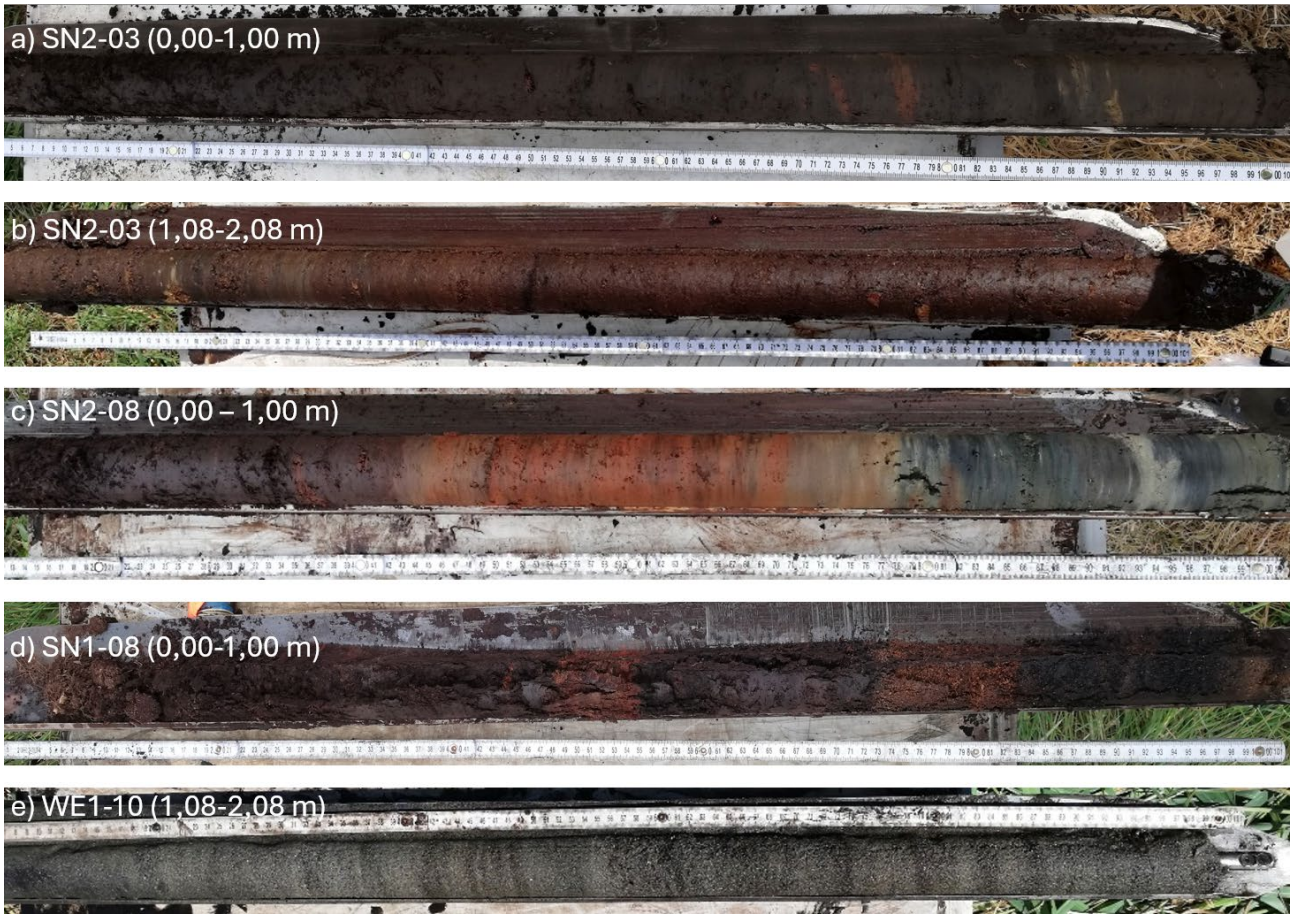
Af højdemodellen (Figur 3.1a) ses det, at området vest for de historiske å-forløb ligger højere grundet dets større sandindhold, mens områdets østlige del er betydeligt mere organisk og derfor har oplevet større sætninger som følge af dræning. Kortanalyser udført af Odgaard et al. (2014b) viser, at området øst for de historiske å-forløb har oplevet sætninger på op til 1,7 m mellem 1945 og 2014. Højdemodellen fra 2021 viser, at flere områder ligger tæt på eller under kote 0 (Figur 3.1a).



Figur 3.1. a) Højdemodel for Vosborg Enge (Klimadatastyrelsen, 2021). I topografien ses tydelige tidligere forløb af Storåen, som sidst i 1600-tallet havde udløb i det, der nu hedder Gammelå (efter Odgaard et al., 2014b). Mod sydvest ses Grønningens flyvesandsaflejringer.
b) Undergrundens gennemsnitlige resistivitet i de øverste 5 m målt med tTEM. I områdets vestlige del ses tydelige kanaler med høj resistivitet (sandede). Boringer i områdets vestlige del er fokuseret langs disse kanaler (OC = "old channel"), da grundvandsstrømningen hovedsageligt foregår i disse.



Figur 3.2. Undergrundens gennemsnitlige resistivitet målt med tTEM i a) de øverste 2 m, b) 5-10 m dybde, c) 10-15 m dybde og d) 15-20 m dybde. De orange/røde/lilla nuancer viser sandede aflejringer med høj resistivitet, mens de grønlige/blålige nuancer viser organiske og lerede aflejringer.



Figur 3.3. Eksempler på borekerner udtaget i den østlige del af Vosborg Enge før vådlægningen. Placering af boringerne kan ses i 7.7.

a) Gradient af mørk, stærkt omsat tørv øverst (venstre) til moderat omsat tørv med sandindslag i bunden (højre).

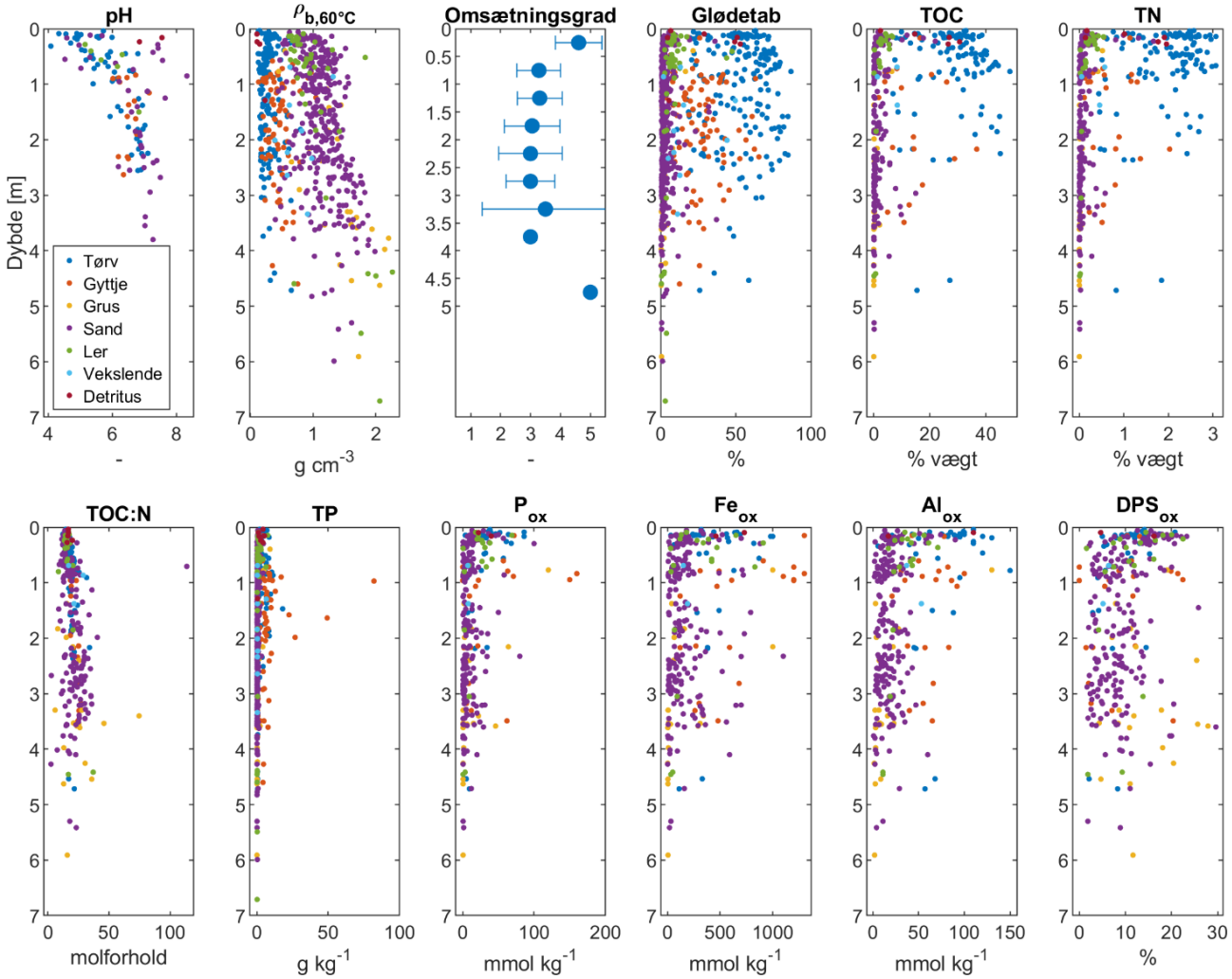
b) Betydeligt lysere og mindre omsat tørv (fra samme boring som a).

c) Skiftende lag af tørv og sandet, stærkt jernholdig gytje. I gytjen ses en tydelig overgang fra oxiderede (røde) til reducerede (mørk grå) forhold.

d) Skiftende lag af tørv, sand og ler. Der ses tydelige, særdeles jernholdige sandlag (røde), og det underliggende sorte sandlag (længst til højre) er sandkorn med en tyk belægning af Mn-oxider.

e) Tykt, groft sandlag af meget løst pakket sand (det er usædvanligt at kunne udtage så store sandprøver med russerbor).

Der blev målt et stort spænd i pH-værdier i de udtagne jordprøver fra 4,08 (SN2-09: 0,17-0,455 m dybde) til 8,33 (SN2-13: 0,70-1,00 m dybde). Der var ikke en systematisk horisontal gradient i de målte pH-værdier, men der kunne konstateres en stigning i pH med dybden ($p<2\times10^{-12}$) (Figur 3.4), som generelt afspejlede de geologiske lag med den laveste gennemsnitlige pH i tørv og ler (5,9) stigende til 6,5 i gytje og 6,6 i sand. Inden for de enkelte lithologier var pH ligeledes stigende med dybden i tørv, sand og ler, mens den var konstant med dybden i gytje.



Figur 3.4. Kemiske og jordfysiske parametre for 770 jordprøver: pH, tørstofvægt efter ovntørring ved 60°C ($\rho_{b,60°C}$), omsætningsgrad jf. Troels-Smith (1 = uomsat, 5 = fuldstændig omsat), glødetab ved 550°C, total organisk kulstof (TOC), total kvælstof (TN), molforhold mellem TOC og TN (TOC:TN), total fosfor (TP), oxalatekstraherbar fosfor, jern og aluminium (hhv. P_{ox}, Fe_{ox}, Al_{ox}), og fosformætningsgrad baseret på oxalatekstraherbare fraktioner $\left(DPS_{ox} = \frac{P_{ox}}{0{,}5\ (Al_{ox}+Fe_{ox})}\right)$ jf. Lookman et al. (1995).

De gennemsnitlige volumenvægte (g cm^{-3}) steg fra detritusmudder (0,15^{a}) til tørv (0,28^{a}), gytje (0,46^{b}), vekslende jordlag (0,71^{b}), ler (1,04^{c}), sand (1,14^{c}) og grus (1,40^{d}) med signifikant forskellige middelværdier mellem flere af lithologierne (angivet med bogstaver med hævet skrift). For ler, sand og grus sås desuden en signifikant stigende volumenvægt med dybden.

Tørvens omsætningsgrad faldt generelt med dybden med undtagelse af et lag tyndt, stærkt omsat tørv under sandet i boring OC3-02 (4,41-4,77 m dybde). Omsætningsgraden af tørven var negativt korreleret med glødetabet (r=-0,23, p<0,01) og positivt korreleret med tørstofvægten (r=0,31, p<0,001).

TOC-indholdet i jordprøverne var stærkt korreleret med glødetabet, og dette kan beskrives ved en lineær sammenhæng:

$$TOC = -0{,}17 + 0{,}53 \times gl\text{ø}detab \qquad (R^2 = 0{,}96, p < 10^{-244}) \qquad (10)$$

TN- og Fe_{ox}- indholdet i jordprøverne korrelerede ligeledes positivt med glødetabet (TN: r=0,97, p<0,001; Fe_{ox}: r=0,39, p<0,001).

Koncentrationerne af Fe_{ox} var generelt særdeles høje i Vosborg Enge, hvor indholdet i flere prøver udgjorde mere end 5 % (>900 mmol kg^{-1}) af den samlede jordmasse (Figur 3.4).

Indholdet af oxalatekstraherbart Fe, Al og P varierede betydeligt mellem lithologierne (Tabel 3.1). De højeste gennemsnitlige Fe_{ox}-koncentrationer blev fundet i gytje (653 mmol kg^{-1} svarende til 36,5 g Fe kg^{-1}), detritusmudder (595 mmol kg^{-1}) og tørv (409 mmol kg^{-1}), mens ler havde Fe_{ox}-koncentrationer på 289 mmol kg^{-1} og de øvrige mineralske lag (sand, grus og vekslende lag) Fe_{ox}-koncentrationer på 170–175 mmol kg^{-1}. Al_{ox} var generelt en størrelsesorden lavere (16–78 mmol kg^{-1}) og udgjorde kun 8–21 % af den samlede oxalatekstraherbare sorptionskapacitet (Al_{ox} + Fe_{ox}), som dermed var domineret af jern. P_{ox} fulgte samme mønster som Fe_{ox} med de højeste koncentrationer i gytje (39 mmol kg^{-1}), tørv (32 mmol kg^{-1}) og detritusmudder (31 mmol kg^{-1}) og de laveste i sand (10 mmol kg^{-1}) og vekslende lag (7 mmol kg^{-1}). Molforholdet mellem Fe_{ox} og P_{ox} lå mellem 11 (grus) og 24 (vekslende lag) og var dermed over 10 i alle lithologier. Beregnet ud fra middelværdierne var DPS_{ox} 13 % i tørv, 11 % i gytje, 9 % i detritusmudder, 13 % i ler og 7–17 % i de mineralske lag (Tabel 3.1). Middelværdierne for vekslende lag og detritusmudder bygger dog kun på to prøver hver og er derfor usikre. Den positive sammenhæng mellem Fe_{ox} og glødetab (se ovenfor) viser, at højere indhold af oxalatekstraherbart jern er associeret med et højere indhold af organisk stof. Sammenhængen dokumenterer dog ikke i sig selv en direkte kobling mellem jern og organisk stof, da den også kan afspejle forskelle i lithologi.

Tabel 3.1. Gennemsnitlige koncentrationer af oxalatekstraherbar Fe, Al og P. Fosformætningsgraden DPS_{ox} er beregnet jf. ligning 9.

	Tørv	Gytje	Grus	Sand	Ler	Vekslende	Detritus
Fe_{ox} [mmol kg^{-1}]	409	653	175	172	289	170	595
Fe_{ox} [‰]	22,8	36,5	9,8	9,6	16,1	9,5	33,2
Al_{ox} [mmol kg^{-1}]	78	61	16	19	35	45	64
Al_{ox} [‰]	2,1	1,7	0,4	0,5	0,9	1,2	1,7
P_{ox} [mmol kg^{-1}]	32	39	16	10	21	7	31
P_{ox} [‰]	1,0	1,2	0,5	0,3	0,7	0,2	1,0
Fe_{ox}:P_{ox} [mol mol^{-1}]	12,8	16,7	10,9	17,2	13,8	24,3	19,2
DPS_{ox} [%]	13,1	10,9	16,8	10,5	13,0	6,5	9,4
n	36	20	19	200	19	2	2

Fosformætningsgraden (DPS_{ox}) var størst nær jordoverfladen (Figur 3.4). I den øverste meter var der en gennemsnitlig DPS_{ox} på 11,5 % i tørveprøver og 11,1 % i sand med maksimumværdier på hhv. 20,7 % og 23,3 %. Schoumans & Chardon (2015) angiver, at værdier for DPS_{ox} over 5 % i tørv og 23-25 % i sand er kritiske ift. P-tab, hvilket er overskredet i 93 % af tørveprøverne, men kun i 1 % af sandprøverne i den øverste meter.

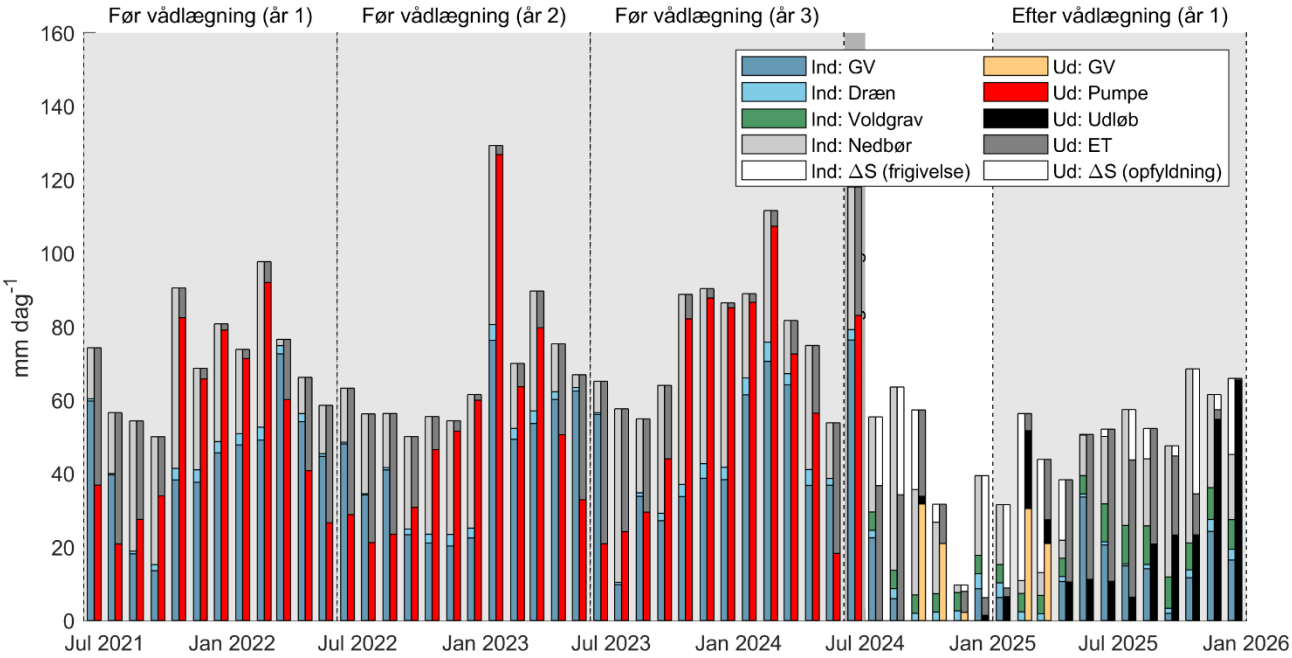
3.2 Vandbalance

Den korrigerede nedbør i de tre måleår før vådlægningen (juni 2021 – maj 2022, juni 2022 – maj 2023 og juni 2023 – maj 2024) var hhv. 889, 863 og 1116 mm, mens den i måleåret efter vådlægningen (januar–december 2025) var 702 mm (Figur 3.5). I forhold til hele måleperioden er de første to måleår dermed

gennemsnitlige, mens der i året juni 2023 – maj 2024 faldt 25 % mere nedbør end gennemsnitligt. I måleåret efter vådlægningen faldt der 21 % mindre nedbør end gennemsnitligt.

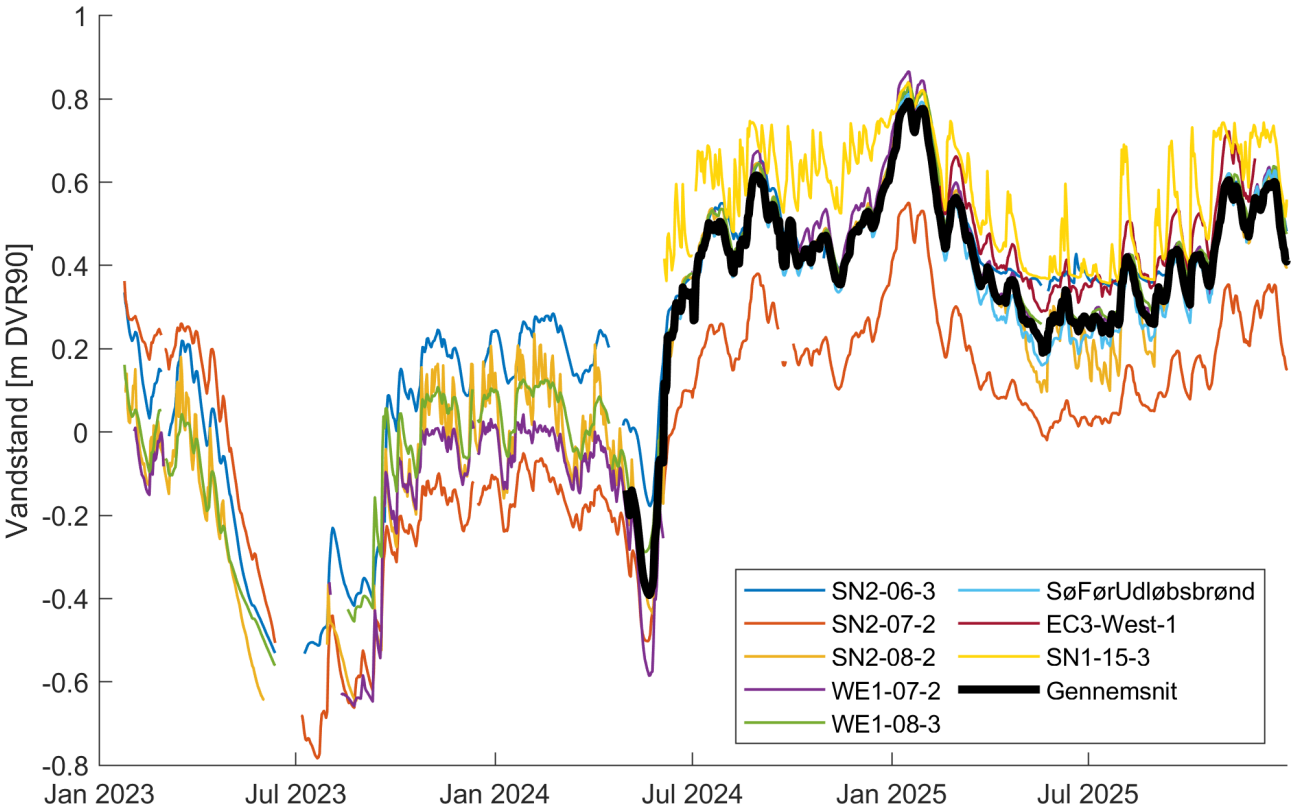
Den samlede hydrauliske belastning (HLR) på vådområdet var hhv. 2499, 2451 og 2714 mm i de tre måleår, mens denne faldt til 1485 mm i måleåret efter vådlægningen som resultat af ophørt pumpning (Figur 3.5, Tabel 3.3). Nedbør udgjorde 35-41% af HLR i de tre år før vådlægningen og fik relativt større betydning efter vådlægningen (47 %). Det modsatte var gældende for grundvandsbidraget, som udgjorde 55-62 % af HLR før vådlægningen og faldt til 31 % efter vådlægningen på trods af den lave nedbør i dette år. Bidraget fra drænindløbet var lille igennem hele perioden og udgjorde 3-4 % af HLR før vådlægningen og 5 % efter vådlægningen. Bidraget fra voldgraven, hvorfra der efter vådlægningen blev pumpet vand ind i vådområdet, udgjorde hele 18 % af HLR.

Tabet via evapotranspiration udgjorde 22-26 % af de årlige vandtab før vådlægningen, mens evapotranspiration blev relativt vigtigere efter vådlægningen, hvor den steg til 44 %. Det overfladiske afløb udgjorde 74-78 % af de årlige vandtab før vådlægningen via udløbspumpen, mens dette faldt til 49 % efter vådlægningen, hvor udløbet skete via tilbageløbsklappen. Der var ingen grundvandsudstrømning før vådlægningen, mens grundvandsudstrømning stod for 7 % af vandtabet efter vådlægningen.



Figur 3.5. Månedlig vandbalance for Vosborg Enge tre år før vådlægning og ét år efter vådlægning. I det første halve år efter vådlægning var området under opfyldning, og denne periode er derfor udeladt fra de årlige vand- og stofbalancer.

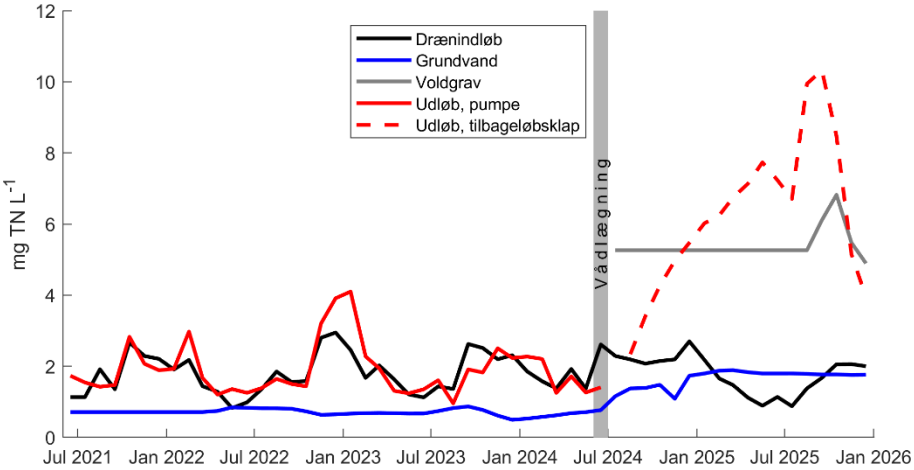
Ændringer i jordens vandmagasin (ΔS) efter vådlægningen var store og udgjorde op til 81 % (februar 2025) af vandbalancen, hvilket vil sige, at 81 % af udløbet i denne måned skete som følge af tømning af vand ophobet i vådområdet. Udsving i ΔS var størst i vintermånederne og var generelt betydeligt lavere i sommermånederne (≤20 %). Disse udsving ses i de gennemsnitlige daglige vandstande registreret i området, som også tydeligt viser magasinopfyldningen efter ophørt pumpning i juni 2024 (Figur 3.6).



Figur 3.6. Daglige vandstande i udvalgte overfladenære piezometerrør. Se geografiske placeringer i 7.7; bilag 7.6.

3.3 Næringsstofkoncentrationer

Før vådlægningen lå de vandføringsvægtede månedlige koncentrationer af TN i *Drænindløb* og i udløb via pumpestationen (*Udløb, pumpe*) på samme niveau (typisk 1–3 mg N L^{-1}, gennemsnitligt hhv. 1,8 og 1,9 mg N L^{-1}, Tabel 3.2) og fulgte hinanden tæt gennem hele perioden, mens TN-koncentrationen i grundvandstilstrømningen var betydeligt lavere (ca. 0,7 mg N L^{-1}) (Figur 3.7). Højeste koncentrationer i udløbet blev målt i vinteren 2022/2023 (op til ca. 4,1 mg N L^{-1} i januar 2023), hvor også *Drænindløb* havde forhøjede koncentrationer (ca. 2,9 mg N L^{-1}).



Figur 3.7. Vandføringsvægtede månedlige koncentrationer af total kvælstof (TN) for indløb via dræn, grundvand og indpumpning fra voldgraven (efter vådlægning) samt for udløb via pumpestationen (før vådlægning) og via tilbageløbsklappen til Storåen (efter vådlægning).

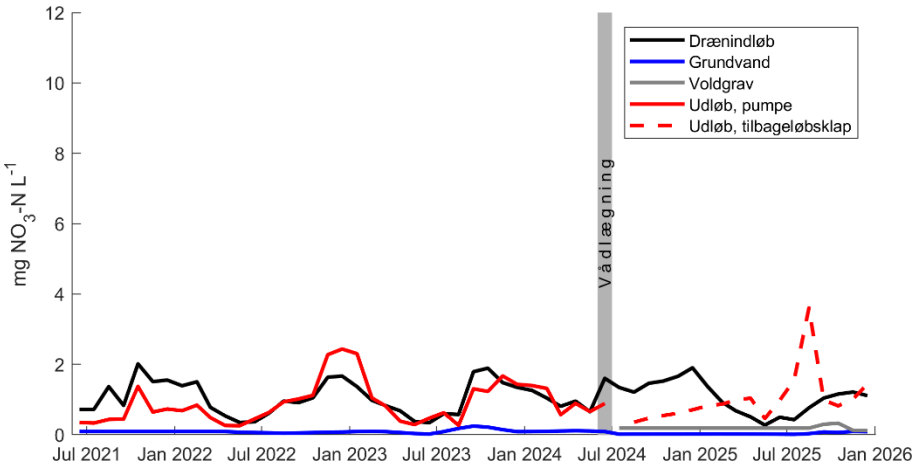
Kvælstoffet i *Drænindløb* og *Udløb, pumpe* var domineret af NO_3-N, som udviste et tydeligt sæsonmønster med højeste koncentrationer i vinterhalvåret (op til ca. 2,4 mg N L^{-1} i udløbet) og lavest om sommeren (0,3–0,5 mg N L^{-1}) (Figur 3.8). Grundvandet var derimod næsten nitratfrit (<0,2 mg N L^{-1}), og TN i grundvandet bestod hovedsageligt af NH_4-N (ca. 0,45 mg N L^{-1}) (Figur 3.9).

NH_4-N-koncentrationerne i *Udløb, pumpe* lå mellem ca. 0,1 og 1,0 mg N L^{-1} og var højest i den første vinter (2021/2022), mens koncentrationerne i *Drænindløb* generelt var lave (<0,4 mg N L^{-1}). TON udgjorde en mindre andel af TN før vådlægningen med gennemsnitskoncentrationer omkring 0,6 mg N L^{-1} i både *Drænindløb* og *Udløb, pumpe* og ca. 0,2 mg N L^{-1} i grundvandet, dog med enkelte toppe i udløbet i februar 2022 (ca. 1,6 mg N L^{-1}) og januar 2023 (ca. 1,4 mg N L^{-1}) (Figur 3.10).

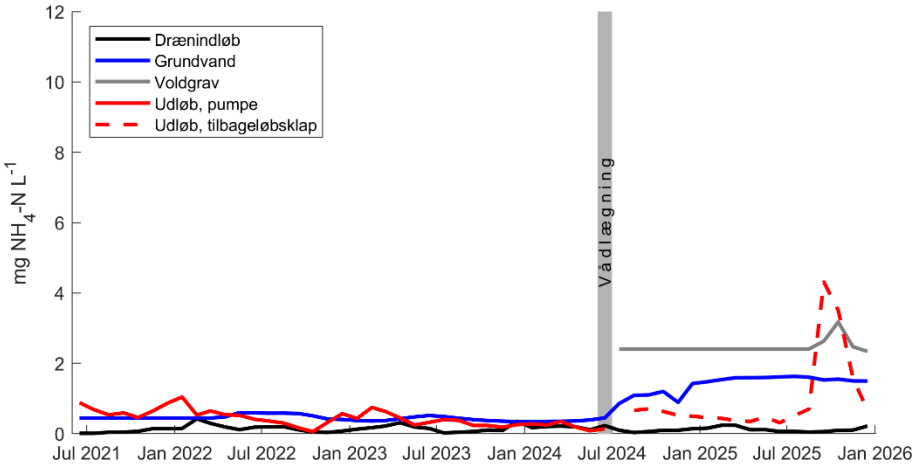
Tabel 3.2. Gennemsnitlige vandføringsvægtede koncentrationer i drænindløb, grundvand, voldgrav og udløb af total kvælstof (TN), nitrat-N+nitrit-N (NO_3-N), ammonium-N (NH_4-N), total organisk N (TON), total fosfor (TP), opløst reaktivt fosfor (SRP), partikulært fosfor (PP), opløst ikke-reaktivt fosfor (SNRP) og total organisk kulstof (TOC) hhv. før (1. juni 2021 – 31. maj 2024) og efter vådlægning (1. januar 2025 – 31. december 2025). Før vådlægning repræsenterer grundvandskoncentrationer udelukkende indløb, mens der efter vådlægningen både var indløb og udløb af grundvand. Det overfladiske udløb før vådlægningen foregik via pumpestationen, mens det efter vådlægningen foregik via et udløb med en tilbageløbsklap.

[mg N L^{-1}]	Drænindløb		Grundvand		Voldgrav	Udløb	
	Før	Efter	Før (indløb)	Efter (ind- og udløb)	Efter	Før (pumpe)	Efter (tilbageløbsklap)
TN	1,76	1,70	0,71	1,72	5,41	1,87	6,84
NO_3-N	1,02	1,00	0,09	0,03	0,20	0,88	1,27
NH_4-N	0,14	0,12	0,44	1,47	2,47	0,43	1,08
TON	0,60	0,58	0,17	0,23	2,75	0,55	4,48
TP	0,331	0,116	0,025	0,047	0,456	0,315	0,261
SRP	0,034	0,016	0,019	0,045	0,355	0,026	0,044
PP	0,260	0,094	-	-	0,075	0,281	0,165
SNRP	0,036	0,006	0,006	0,004	0,025	0,007	0,051
TOC	12,3	11,2	3,7	4,6	52,5	9,3	68,5

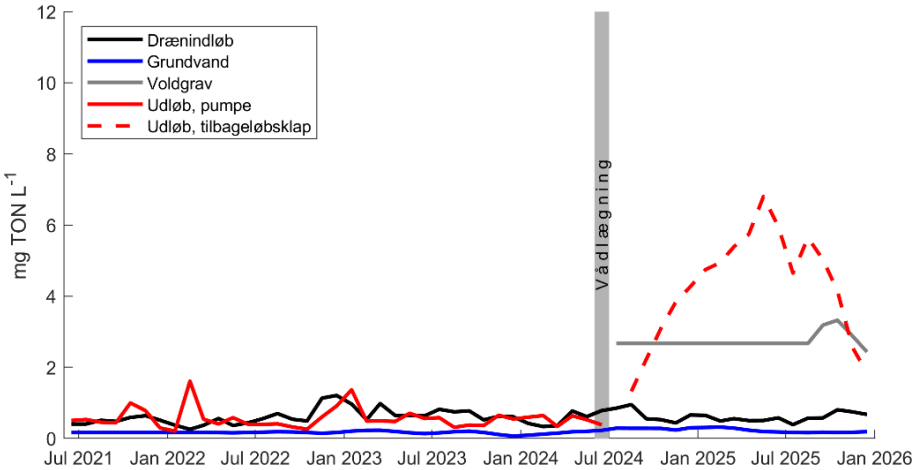
Efter vådlægningen ændrede koncentrationsniveauet og sammensætningen af N i udløbet sig markant. TN-koncentrationen i *Udløb, tilbageløbsklap* steg fra ca. 2,2 mg N L^{-1} i august 2024 til maksimalt ca. 10,3 mg N L^{-1} i oktober 2025, hvorefter den faldt til ca. 4 mg N L^{-1} ved udgangen af 2025 (Figur 3.7). Udløbskoncentrationerne var dermed op til fem gange højere end før vådlægningen og oversteg i det meste af perioden koncentrationerne i samtlige indløb. Stigningen skyldtes primært TON, som steg fra 1,3 mg N L^{-1} i august 2024 til maks. ca. 6,9 mg N L^{-1} i maj–juni 2025 (Figur 3.10), samt en kortvarig top i NO_3-N (ca. 3,6 mg N L^{-1}) i august 2025 (Figur 3.8) efterfulgt af en top i NH_4-N (ca. 4,3 mg N L^{-1}) i september 2025 (Figur 3.9). Det indpumpede vand fra voldgraven havde ligeledes høje TN-koncentrationer (5,3 mg N L^{-1}, stigende til ca. 6,8 mg N L^{-1} i oktober 2025), som primært bestod af TON (ca. 2,8 mg N L^{-1}) og NH_4-N (ca. 2,4 mg N L^{-1}), mens NO_3-N kun udgjorde en lille andel (ca. 0,2 mg N L^{-1}). I grundvandstilstrømningen steg TN-koncentrationen efter vådlægningen fra ca. 0,7 til ca. 1,8 mg N L^{-1}, hvilket næsten udelukkende skyldtes en stigning i NH_4-N fra ca. 0,4 til ca. 1,6 mg N L^{-1} (Figur 3.9). Koncentrationerne af NH_4-N i *Drænindløb* var derimod stort set uændrede efter vådlægningen (Figur 3.9).



Figur 3.8. Vandføringsvægtede månedlige koncentrationer af nitrat-N (NO_3-N) for indløb via dræn, grundvand og indpumpning fra voldgraven (efter vådlægning) samt for udløb via pumpestationen (før vådlægning) og via tilbageløbsklappen til Storåen (efter vådlægning).

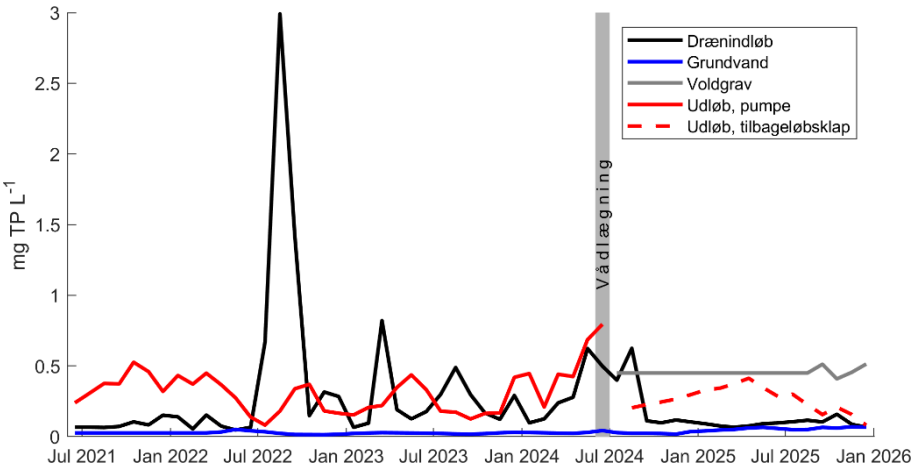


Figur 3.9. Vandføringsvægtede månedlige koncentrationer af ammonium-N (NH_4-N) for indløb via dræn, grundvand og indpumpning fra voldgraven (efter vådlægning) samt for udløb via pumpestationen (før vådlægning) og via tilbageløbsklappen til Storåen (efter vådlægning).



Figur 3.10. Vandføringsvægtede månedlige koncentrationer af total organisk kvælstof (TON) for indløb via dræn, grundvand og indpumpning fra voldgraven (efter vådlægning), samt for udløb via pumpestationen (før vådlægning) og via tilbageløbsklappen til Storåen (efter vådlægning).

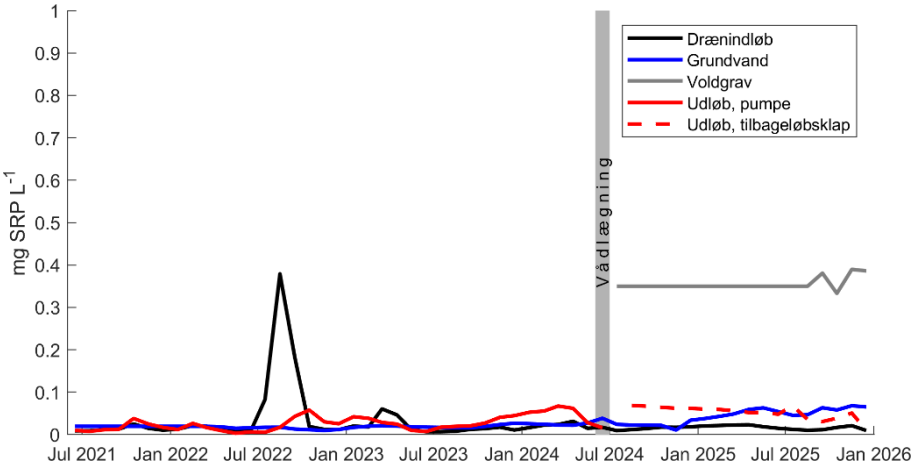
TP-koncentrationerne i *Udløb, pumpe* lå før vådlægningen typisk mellem 0,1 og 0,5 mg P L^{-1} og var højest i vinterhalvåret (Figur 3.11). I månederne op til vådlægningen (marts–juni 2024) steg koncentrationerne til ca. 0,8 mg P L^{-1}. *Drænindløb* havde generelt lave TP-koncentrationer (ca. 0,1 mg P L^{-1}), men med flere markante toppe, især i august 2022 (ca. 3,0 mg P L^{-1}) og i mindre grad i marts 2023 (ca. 0,8 mg P L^{-1}), august 2023 (ca. 0,5 mg P L^{-1}) og maj–august 2024 (ca. 0,6 mg P L^{-1}). TP-koncentrationerne i grundvandet var lave (0,02–0,05 mg P L^{-1}) gennem hele måleperioden før vådlægningen og steg stødt gennem efter vådlægningen til ca. 0,07 mg P L^{-1} i december 2025.



Figur 3.11. Vandføringsvægtede månedlige koncentrationer af total fosfor (TP) for indløb via dræn, grundvand og indpumpning fra voldgraven (efter vådlægning) samt for udløb via pumpestationen (før vådlægning) og via tilbageløbsklappen til Storåen (efter vådlægning).

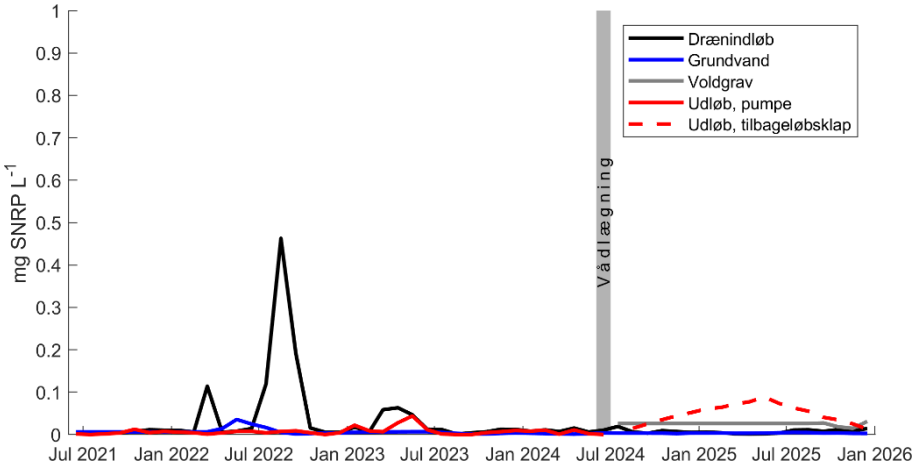
I både *Drænindløb* og *Udløb, pumpe* udgjorde PP størstedelen af TP (Figur 3.14), mens koncentrationerne af SRP og SNRP generelt var lave (<0,07 mg P L^{-1}) med undtagelse af toppen i *Drænindløb* i august 2022, hvor SRP og SNRP nåede hhv. ca. 0,38 og 0,46 mg P L^{-1} (Figur 3.12 og 3.13).

Efter vådlægningen steg TP-koncentrationerne i udløbet fra ca. 0,2 mg P L^{-1} i august 2024 til 0,3–0,4 mg P L^{-1} om vinteren og foråret 2024/2025 og faldt igen til ca. 0,1 mg P L^{-1} ved udgangen af 2025 (Figur 3.11). Fosforen i udløbet var fortsat domineret af PP (0,06–0,29 mg P L^{-1}) (Figur 3.14), mens SRP-koncentrationerne var lave (ca. 0,05 mg P L^{-1}) (Figur 3.12). SNRP i udløbet steg let til maksimalt ca. 0,09 mg P L^{-1} i juni 2025 (Figur 3.13). Det indpumpede vand fra *Voldgraven* havde de højeste TP-koncentrationer blandt indløbene efter vådlægningen (0,45–0,5 mg P L^{-1}), og i modsætning til de øvrige strømningsveje bestod TP her hovedsageligt af SRP (ca. 0,36 mg P L^{-1}, svarende til ca. 80 % af TP). I grundvandstilstrømningen steg SRP-koncentrationerne efter vådlægningen fra ca. 0,02 til 0,07 mg P L^{-1}, mens TP i *Drænindløb* faldt til et stabilt niveau omkring 0,1 mg P L^{-1}.

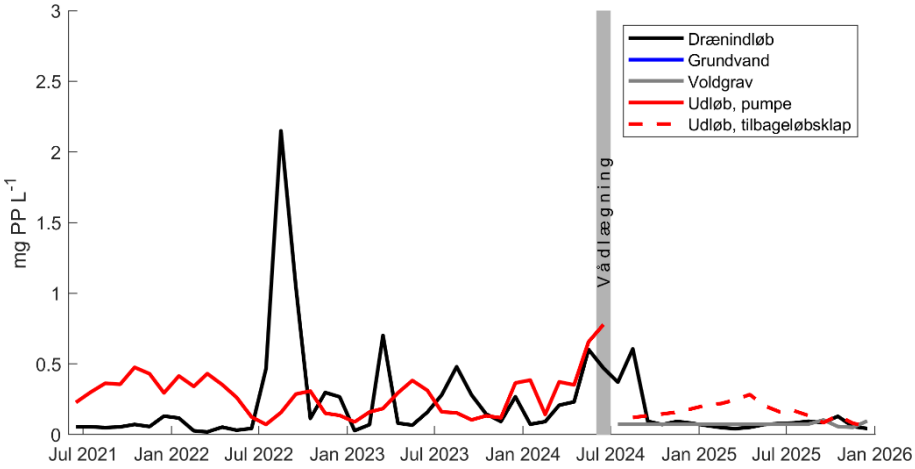


Figur 3.12. Vandføringsvægtede månedlige koncentrationer af opløst reaktivt fosfor (SRP) for indløb via dræn, grundvand og indpumpning fra voldgraven (efter vådlægning) samt for udløb via pumpestationen (før vådlægning) og via tilbageløbsklappen til Storåen (efter vådlægning).

Figur 3.13. Vandføringsvægtede månedlige koncentrationer af opløst ikke-reaktivt fosfor (SNRP) for indløb via dræn, grundvand og indpumpning fra voldgraven (efter vådlægning) samt for udløb via pumpestationen (før vådlægning) og via tilbageløbsklappen til Storåen (efter vådlægning).

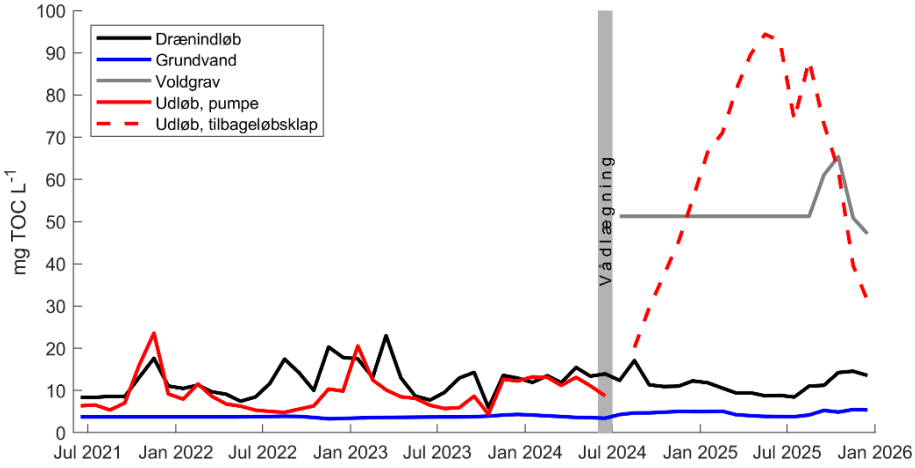


Figur 3.14. Vandføringsvægtede månedlige koncentrationer af partikulært fosfor (PP) for indløb via dræn, grundvand og indpumpning fra voldgraven (efter vådlægning) samt for udløb via pumpestationen (før vådlægning) og via tilbageløbsklappen til Storåen (efter vådlægning).



Før vådlægningen var TOC-koncentrationerne i gennemsnit ca. 12 mg C L^{-1} i *Drænindløb* og ca. 9 mg C L^{-1} i *Udløb, pumpe*, mens grundvandet havde lave koncentrationer (ca. 3,7 mg C L^{-1}) (Figur 3.15). Koncentrationerne i udløbet var højest i vinterperioderne, især i november 2021 (ca. 24 mg C L^{-1}) og januar 2023 (ca. 21 mg C L^{-1}), og fulgte i vid udstrækning koncentrationerne i *Drænindløb*. Efter vådlægningen steg TOC-koncentrationerne i udløbet markant fra ca. 20 mg C L^{-1} i august 2024 til maksimalt ca. 94 mg C L^{-1} i maj 2025, hvorefter de faldt til ca. 31 mg C L^{-1} i december 2025. Udløbskoncentrationerne af TOC var dermed højest i sommerperioden, hvor de fulgte samme mønster som TON (Figur 3.10). Det indpumpede vand fra *Voldgraven* havde ligeledes høje TOC-koncentrationer (ca. 51 mg C L^{-1}, stigende til ca. 65 mg C L^{-1} i oktober 2025), mens koncentrationerne i grundvandet steg svagt til ca. 5 mg C L^{-1}, og koncentrationerne i *Drænindløb* var uændrede (ca. 9–15 mg C L^{-1}).

Figur 3.15. Vandføringsvægtede månedlige koncentrationer af total organisk kulstof (TOC) for indløb via dræn, grundvand og indpumpning fra voldgraven (efter vådlægning) samt for udløb via pumpestationen (før vådlægning) og via tilbageløbsklappen til Storåen (efter vådlægning).



3.4 Stofbalancer

Belastningen af Vosborg Enge med N, P og TOC var forholdsvis ensartet i de tre måleår før vådlægningen (Tabel 3.3 og Figur 3.16-3.24). Efter vådlægningen ændrede både belastningens størrelse og sammensætning sig markant. Ophøret af pumpningen reducerede grundvandstilstrømningen med ca. 70 % (afsnit 3.2), men da koncentrationerne i grundvandet samtidig steg (Figur 3.7-3.15), faldt den grundvandsbårne stofbelastning betydeligt mindre end vandtilførslen. Til gengæld blev indpumpningen fra voldgraven, som kun udgjorde 18 % af HLR, men havde høje koncentrationer af NH_4-N, TON, SRP og TOC, en ny og betydelig kilde. Samlet steg belastningen af TN, NH_4-N, TON, TP, SRP og TOC derfor på trods af, at HLR faldt med ca. 40 %, mens belastningen af NO_3-N var uændret.

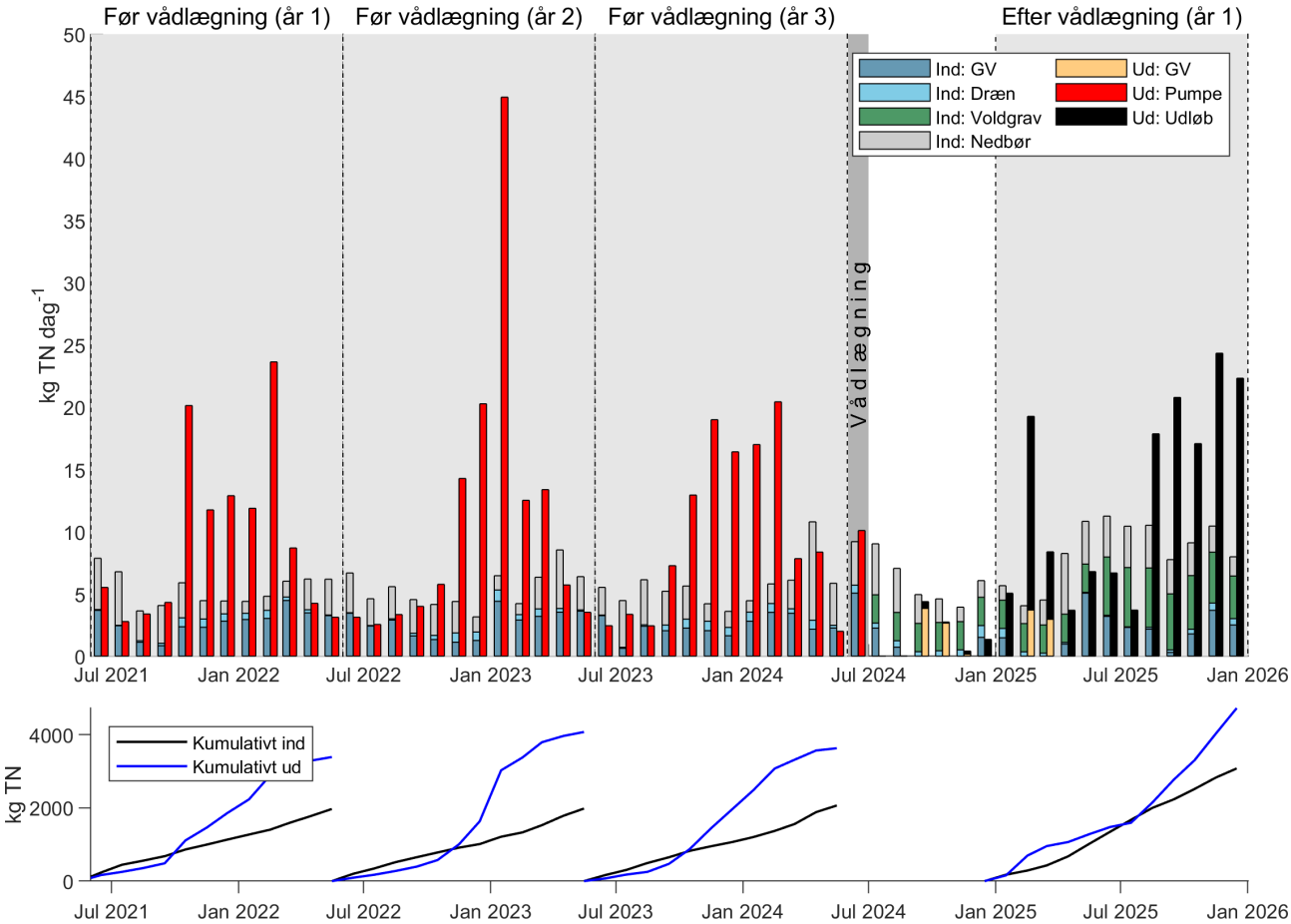
Tabel 3.3. Samlet opgørelse af hydraulisk belastning (HLR) samt belastning og nettobalance for næringsstoffer i de fire måleår i Vosborg Enge (89 ha). Nettobalancen er målt tilførsel minus målt fraførsel; positive værdier angiver nettotilbageholdelse, og negative værdier angiver nettotab (i parentes i procent af belastningen). Udvaskning fra dyrkningen af selve projektarealet indgår ikke som tilførsel (afsnit $_3$-N), ammonium-N (NH_4-N), total organisk N (TON), total fosfor (TP), opløst reaktivt fosfor (SRP), partikulært fosfor (PP), opløst ikke-reaktivt fosfor (SNRP) og total organisk kulstof (TOC).

[kg N ha^{-1} år^{-1}]	Før vådlægning (år 1) Jun. 2021 – Maj 2022		Før vådlægning (år 2) Jun. 2022 – Maj 2023		Før vådlægning (år 3) Jun. 2023 – Maj 2024		Efter vådlægning (år 1) Jan. 2025 – Dec. 2025	
	Belastning	Nettobalance	Belastning	Nettobalance	Belastning	Nettobalance	Belastning	Nettobalance
TN	22,1	-15,9 (-72 %)	22,3	-23,5 (-106 %)	23,2	-17,6 (-76 %)	34,6	-18,5 (-54 %)
NO_3-N	5,7	-7,0 (-122 %)	5,1	-20,1 (-393 %)	7,1	-17,2 (-243 %)	5,1	-5,0 (-99 %)
NH_4-N	13,4	0,7 (6 %)	13,6	5,8 (42 %)	13,3	7,9 (59 %)	21,0	8,5 (41 %)
TON	2,9	-9,8 (-339 %)	3,5	-9,3 (-267 %)	2,6	-8,4 (-319 %)	8,6	-22,0 (-257 %)
TP	0,55	-6,85 (-1240 %)	0,73	-3,37 (-463 %)	0,64	-5,75 (-903 %)	1,58	-0,07 (-5 %)
SRP	0,34	-0,01 (-4 %)	0,33	-0,24 (-72 %)	0,39	-0,52 (-134 %)	1,25	0,90 (72 %)
PP	0,05	-6,90 (-14338 %)	0,24	-3,05 (-1268 %)	0,19	-5,14 (-2642 %)	0,24	-0,73 (-302 %)
SNRP	0,16	0,06 (39 %)	0,15	-0,08 (-52 %)	0,05	-0,08 (-162 %)	0,09	-0,23 (-267 %)
TOC	66	-138 (-210 %)	67	-136 (-203 %)	71	-154 (-218 %)	167	-297 (-177 %)
HLR	2499	[mm år^{-1}]	2451	[mm år^{-1}]	2714	[mm år^{-1}]	1485	[mm år^{-1}]

3.4.1 Kvælstoftransport

Før vådlægningen udgjorde N-belastningen af projektområdet 22,1–23,2 kg N ha^{-1} år^{-1} og bestod hovedsageligt af NH_4-N (57–61 %) efterfulgt af NO_3-N (23–31%) og TON (11–16 %) (Tabel 3.3). NH_4-N blev primært tilført via *grundvand* og *atmosfærisk deposition*, mens TON-belastningen næsten udelukkende stammede fra grundvandet, NO_3-N primært blev tilført via atmosfærisk deposition, grundvand og *Drænindløb* (Figur 3.17-3.19). Hertil kommer udvaskningen fra dyrkningen af selve området, som ikke indgår i belastningen (afsnit 2.3.3). Området tilbageholdt 6–59 % af den tilførte NH_4-N med en stigende tilbageholdelse gennem de tre måleår. Samtidig blev der netto udledt 7,0–20,1 kg NO_3-N ha^{-1} år^{-1} og 8,4–9,8 kg TON ha^{-1} år^{-1}, svarende til hhv. 1,2–3,9 gange belastningen for NO_3-N og 2,7–3,4 gange belastningen for TON. Samlet resulterede dette i et nettotab af TN på 15,9–23,5 kg N ha^{-1} år^{-1} (72–106 % af belastningen). Det største tab blev målt i det andet måleår (juni 2022 – maj 2023).

Projektområdet fungerede således som en betydelig kilde til N i førsituationen, primært i form af NO_3-N og TON.



Figur 3.16. Månedlige transporter af total kvælstof (TN) i indløb til vådområdet (venstre søjle for hver måned) og udløb fra vådområdet (højre søjle i hver måned) samt kumulative transporter ind og ud af området i moniteringsperioden. I det første halve år efter vådlægningen var området under opfyldning, og denne periode er derfor udeladt fra de årlige vand- og stofbalancer.

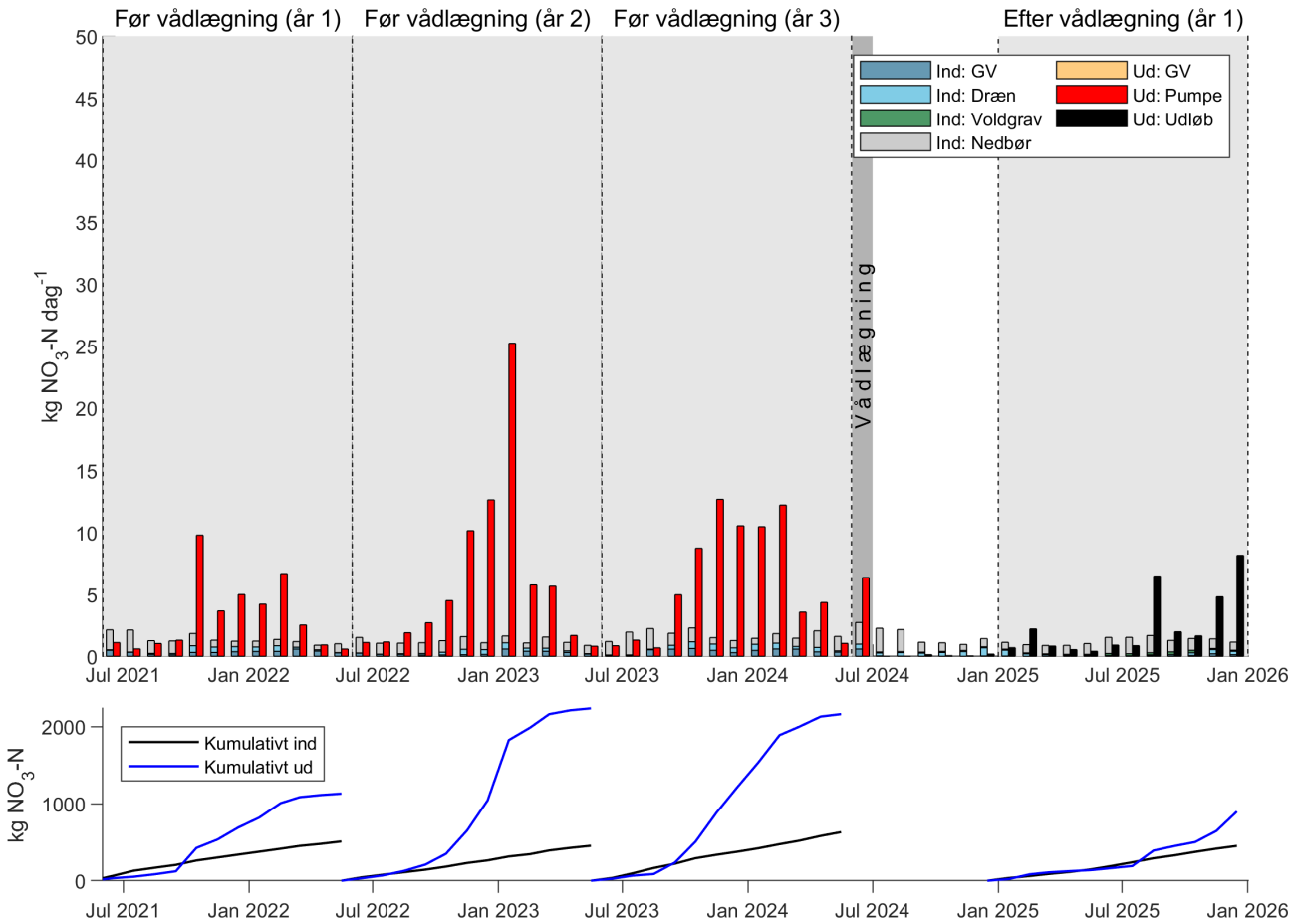
Tabet af N før vådlægningen skete næsten udelukkende i vinterhalvåret (oktober–april), hvor udpumpningen var størst (Figur 3.16). Den største månedlige eksport blev målt i januar 2023 (ca. 45 kg TN dag^{-1}), hvor der samtidig var en markant eksport af både NO_3-N (ca. 25 kg dag^{-1}) og TON (ca. 15 kg dag^{-1}) (Figur 3.17 og 3.19). I sommerhalvåret var ind- og udløbstransporterne af TN derimod af samme størrelsesorden. Mønstret var tydeligst for NO_3-N, hvor de kumulative udløbstransporter først oversteg de kumulative indløbstransporter i løbet af efteråret i hvert måleår (Figur 3.17). For NH_4-N var ind- og udløbstransporterne af samme størrelse i det første måleår, mens udløbstransporterne var betydeligt lavere end indløbstransporterne i de to efterfølgende måleår (Figur 3.18).

Efter vådlægningen steg N-belastningen til 34,6 kg N ha^{-1} $år^{-1}$, hvor *grundvand*, *indpumpning fra Voldgraven* og *atmosfærisk deposition* alle bidrog væsentligt (Figur 3.16). Belastningen var fortsat domineret af NH_4-N (61 %), mens TON udgjorde 25 % og NO_3-N 15 % (Tabel 3.3). TON blev efter vådlægningen primært tilført via *Voldgraven* (Figur 3.19). Området tilbageholdt 8,5 kg NH_4-N ha^{-1} $år^{-1}$ (41 %), mens der netto blev udledt 5,0 kg NO_3-N ha^{-1} $år^{-1}$ og 22,0 kg TON ha^{-1} $år^{-1}$. Det samlede nettotab af TN var 18,5 kg N ha^{-1} $år^{-1}$ (54 % af belastningen) og dermed af samme størrelse som før vådlægningen. Sammensætningen af tabet ændrede sig dog markant: Nettotabet af NO_3-N blev reduceret fra 7,0–

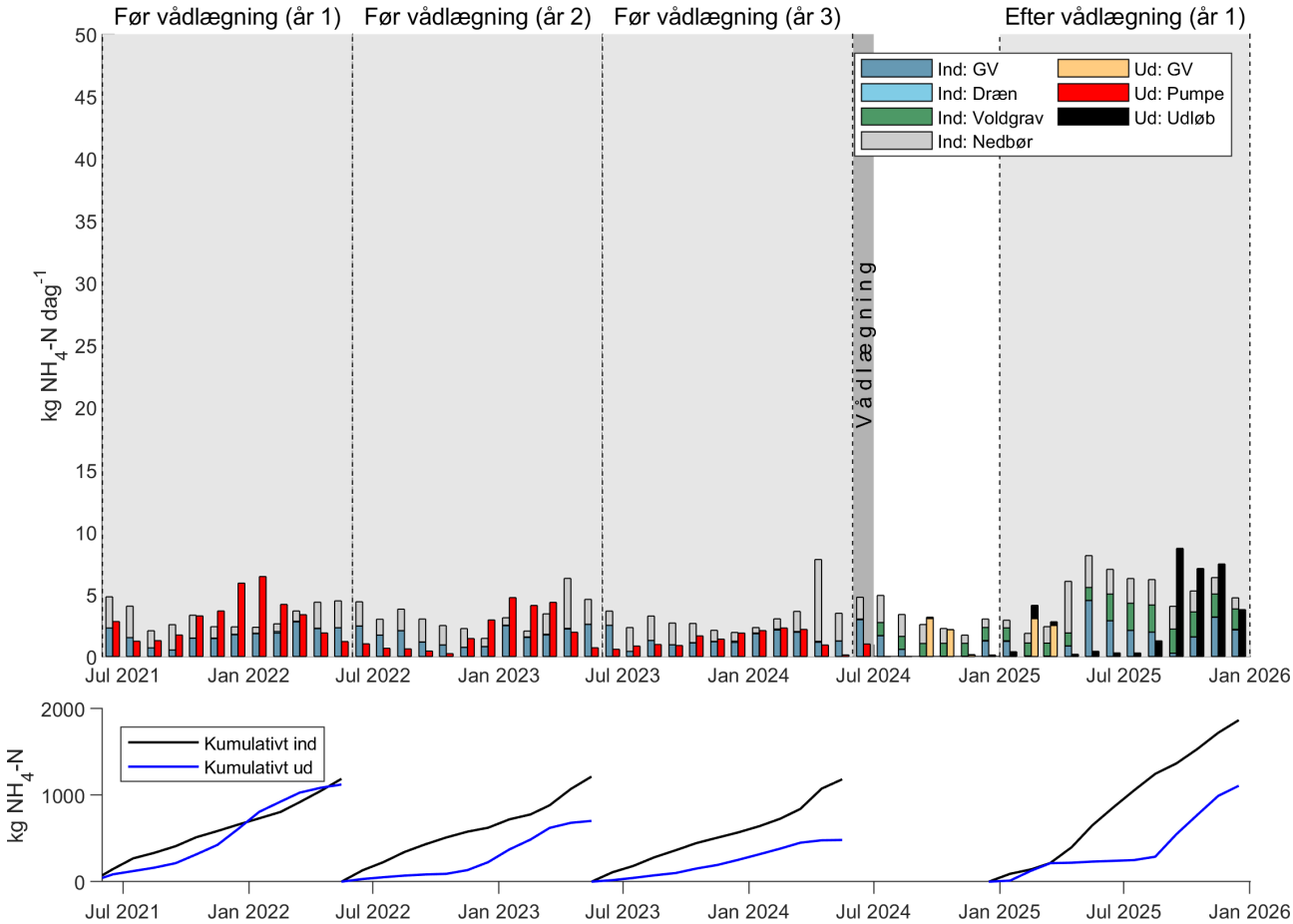
20,1 til 5,0 kg ha^{-1} $år^{-1}$, mens nettotabet af TON blev mere end fordoblet og efter vådlægningen udgjorde størstedelen af N-eksporten.

Udvaskningen fra dyrkningen af projektarealet indgår ikke som tilførsel i balancerne (afsnit 2.3.3), og nettotabene før vådlægningen omfatter derfor kvælstof fra både gødskning og mineralisering inden for projektarealet. Den estimerede rodzoneudvaskning fra dyrkningen (ca. 27 kg N ha^{-1} $år^{-1}$) var større end de målte nettotab af både NO_3-N (7,0–20,1 kg N ha^{-1} $år^{-1}$) og TN (15,9–23,5 kg N ha^{-1} $år^{-1}$). Efter vådlægningen, hvor dyrkningen var ophørt, faldt nettotabet af NO_3-N med 9,7 ± 1,7 kg N ha^{-1} $år^{-1}$, svarende til ca. to tredjedele af det gennemsnitlige nettotab før vådlægningen (14,8 kg N ha^{-1} $år^{-1}$) (Tabel 3.4).

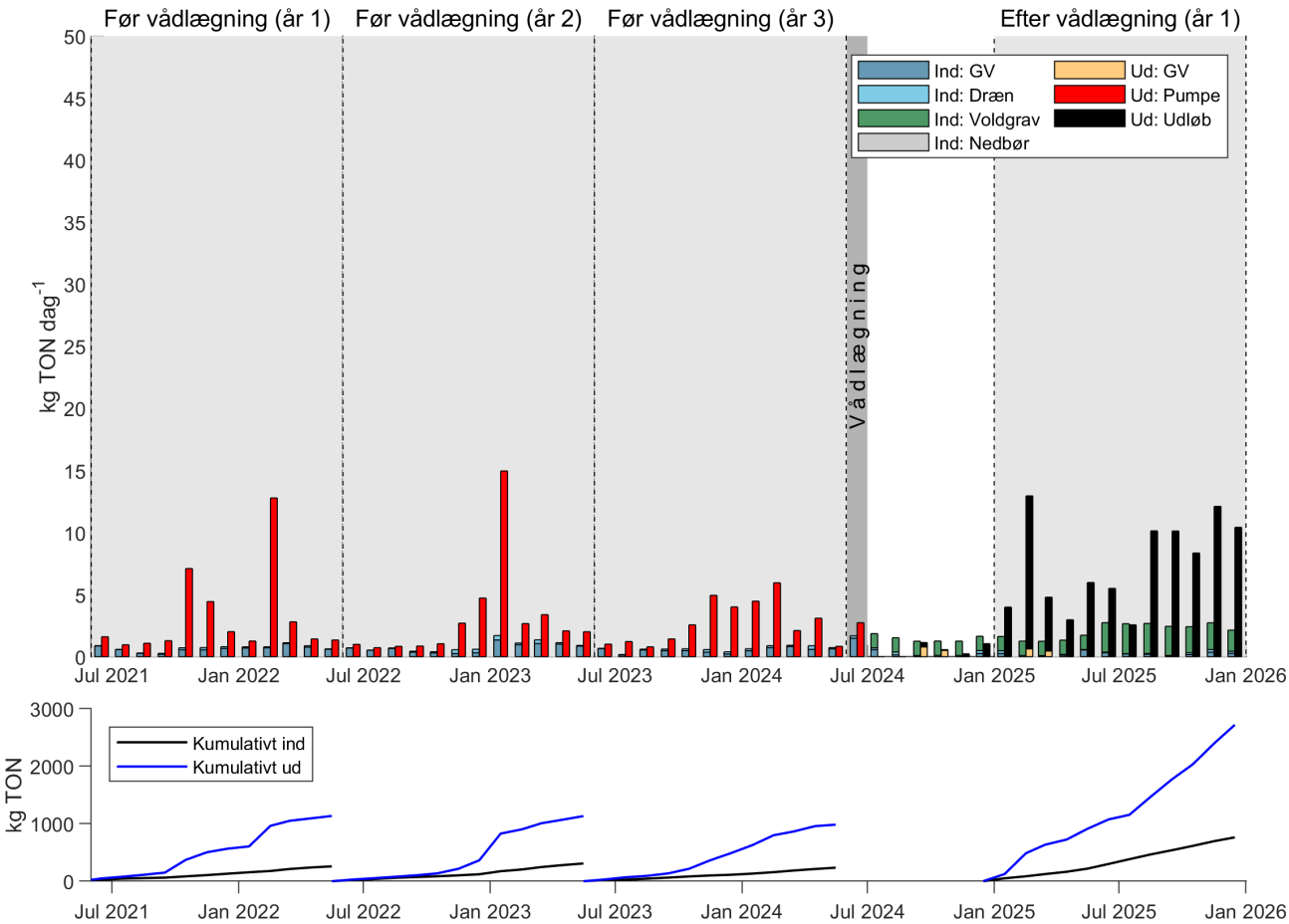
I perioden fra vådlægningen til december 2024, hvor vådområdet blev fyldt op, var afstrømningen via udløbet lille, og udløbstransporten skete overvejende via grundvandsudstrømning i september–november 2024 (Figur 3.16). I måleåret efter vådlægningen sås netto tilbageholdelse af TN i januar og april–juli 2025, mens der var nettotab i februar–marts og i august–december 2025. Den største månedlige eksport blev målt i november 2025 (ca. 24 kg TN dag^{-1}). Tabet i februar–marts 2025 skyldtes delvist grundvandsudstrømning. I modsætning til perioden før vådlægningen var eksporten af TON betydelig gennem hele året, inkl. sommerhalvåret (Figur 3.19). For NH_4-N sås en markant netto tilbageholdelse i april–august 2025, hvor de månedlige udløbstransporter var under 1,5 kg dag^{-1}, efterfulgt af netto frigivelse i september–november 2025 (Figur 3.18). Frigivelsen faldt sammen med de forhøjede NH_4-N-koncentrationer i udløbet i denne periode (Figur 3.9). Eksporten af NO_3-N var generelt lav efter vådlægningen, men med enkelte toppe i august-december 2025 (Figur 3.17).



Figur 3.17. Månedlige transporter af NO_3-N i indløb til vådområdet (venstre søjle for hver måned) og udløb fra vådområdet (højre søjle for hver måned) samt kumulative transporter ind og ud af området i moniteringsperioden. I det første halve år efter vådlægningen var området under opfyldning, og denne periode er derfor udeladt fra de årlige vand- og stofbalancer.



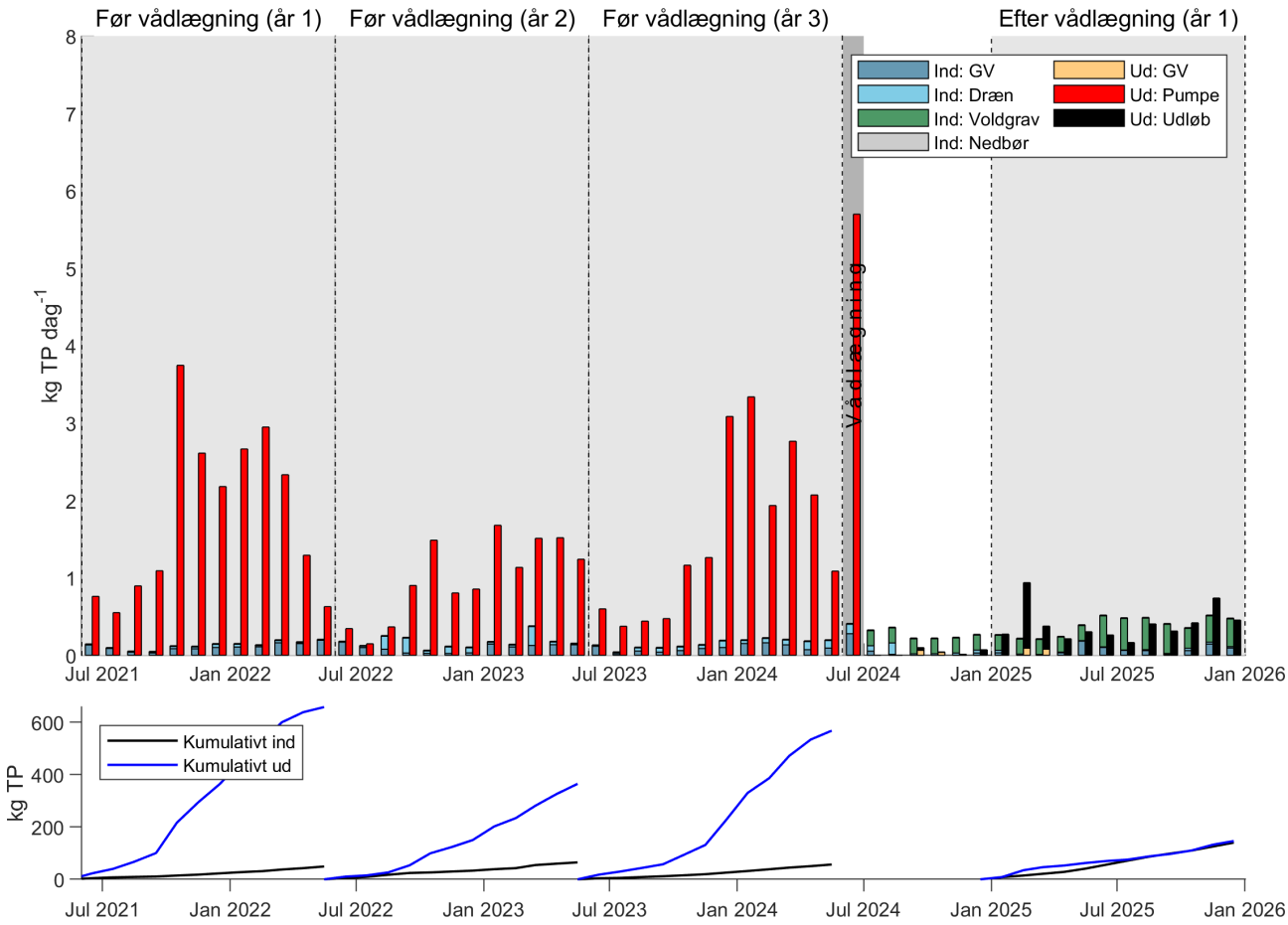
Figur 3.18. Månedlige transporter af NH_4-N i indløb til vådområdet (venstre søjle for hver måned) og udløb fra vådområdet (højre søjle for hver måned) samt kumulative transporter ind og ud af området i moniteringsperioden. I det første halve år efter vådlægningen var området under opfyldning, og denne periode er derfor udeladt fra de årlige vand- og stofbalancer.



Figur 3.19. Månedlige transporter af organisk N (TON) i indløb til vådområdet (venstre søjle for hver måned) og udløb fra vådområdet (højre søjle for hver måned) samt kumulative transporter ind og ud af området i moniteringsperioden. I det første halve år efter vådlægningen var området under opfyldning, og denne periode er derfor udeladt fra de årlige vand- og stofbalancer.

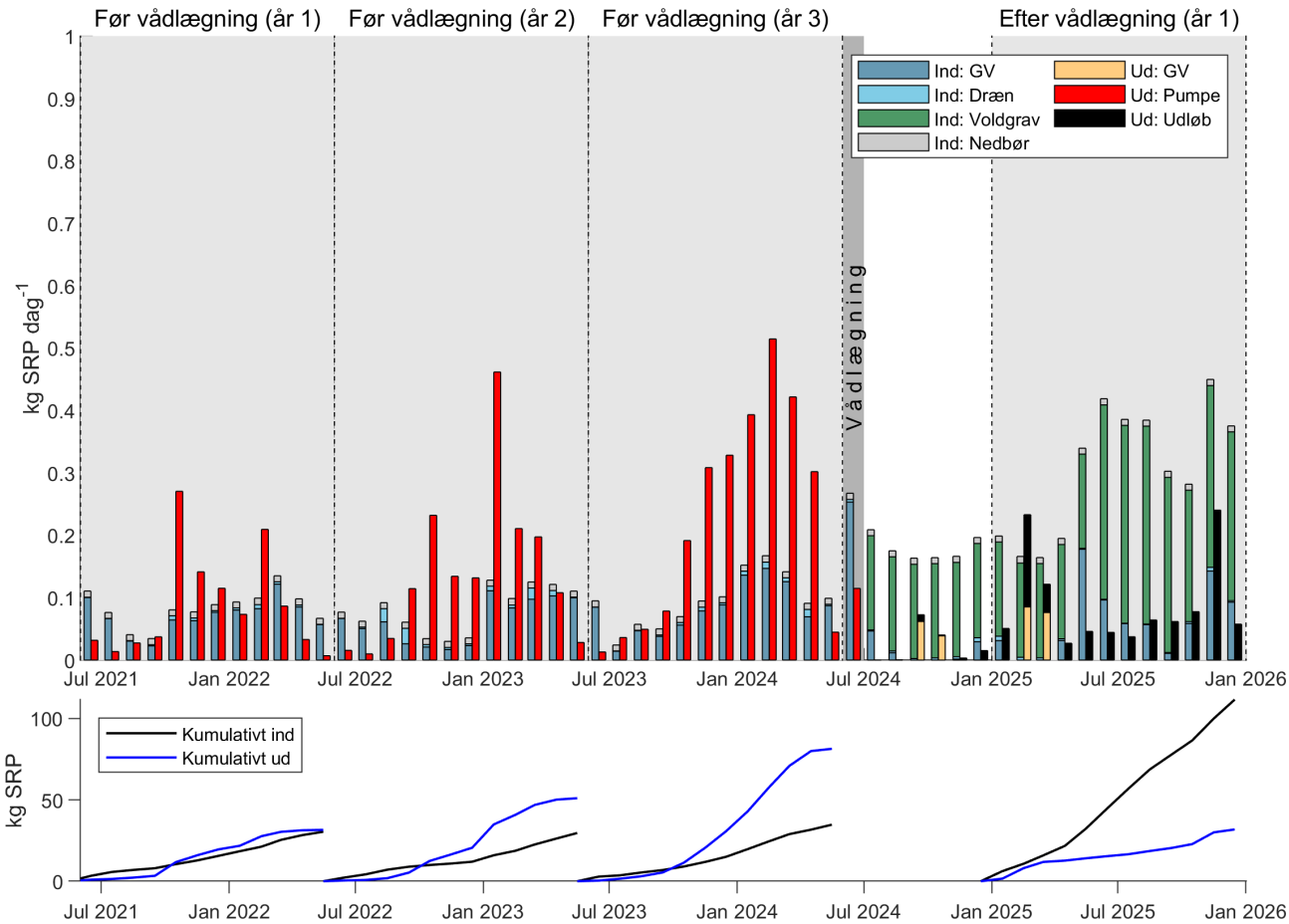
3.4.2 Fosfortransport

Før vådlægningen var P-belastningen af området lav (0,55–0,73 kg TP ha^{-1} $år^{-1}$) og bestod hovedsageligt af SRP (45–62 %), der primært blev tilført via grundvand (Tabel 3.3 og Figur 3.20-3.21). Området udledte netto 3,37–6,85 kg TP ha^{-1} $år^{-1}$, svarende til 5–12 gange belastningen. Tabet skyldtes næsten udelukkende PP (3,05–6,90 kg PP ha^{-1} $år^{-1}$, Figur 3.22). SRP var tæt på balance i det første måleår, men der sås et stigende nettotab i de to efterfølgende måleår (0,24 og 0,52 kg SRP ha^{-1} $år^{-1}$), mens SNRP-balancen var tæt på nul i alle tre år (Figur 3.21 og 3.23). Eksporten af både PP og SRP via pumpestationen var størst i vinterhalvåret, med de største månedlige transporter i oktober 2021 (ca. 3,4 kg PP dag^{-1}) og januar–februar 2024 (ca. 2,9 kg PP dag^{-1} og ca. 0,5 kg SRP dag^{-1}) (Figur 3.21 og 3.22).

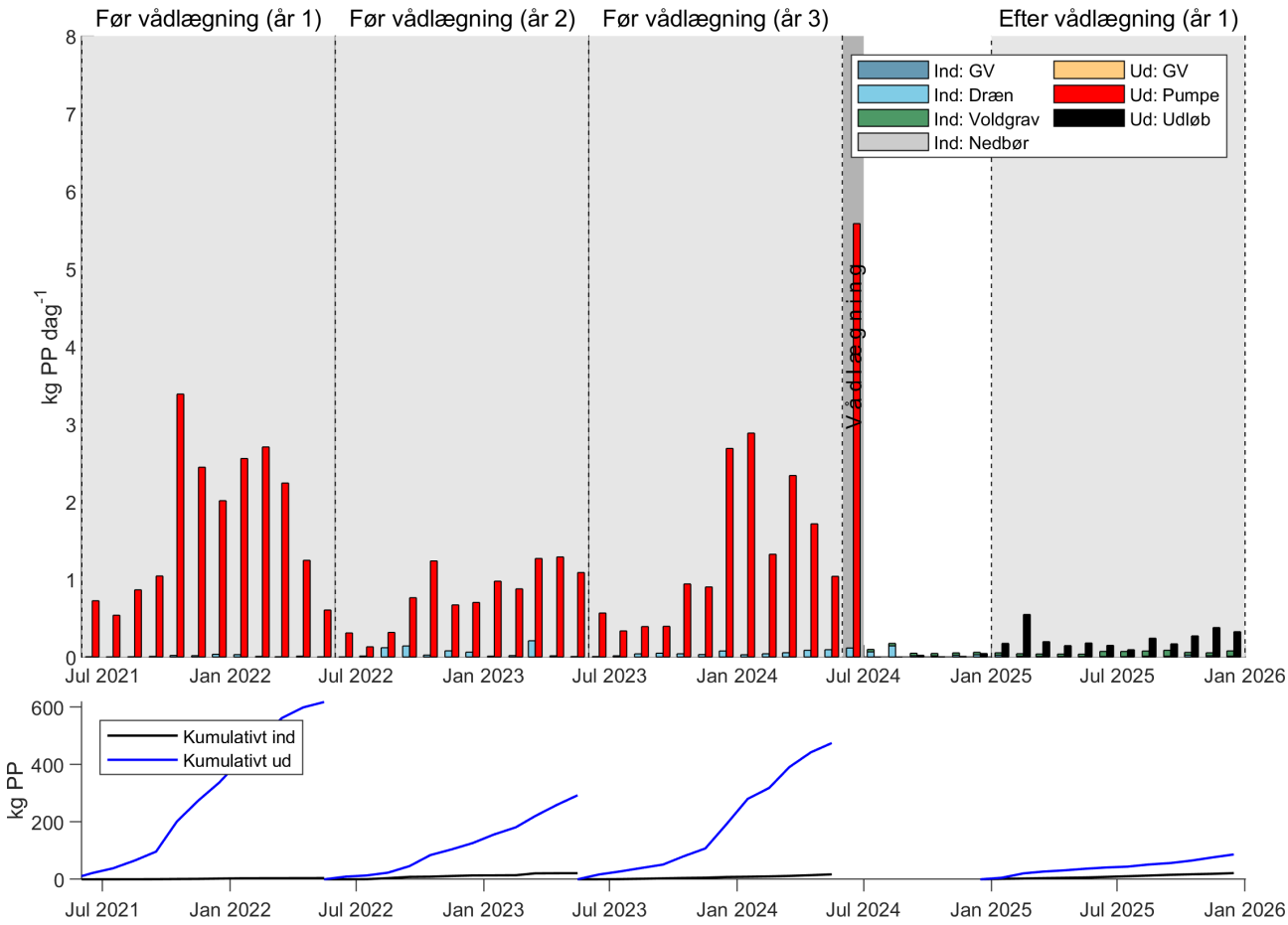


Figur 3.20. Månedlige transporter af total fosfor (TP) i indløb til vådområdet (venstre søjle for hver måned) og udløb fra vådområdet (højre søjle for hver måned) samt kumulative transporter ind og ud af området i moniteringsperioden. I det første halve år efter vådlægningen var området under opfyldning, og denne periode er derfor udeladt fra de årlige vand- og stofbalancer.

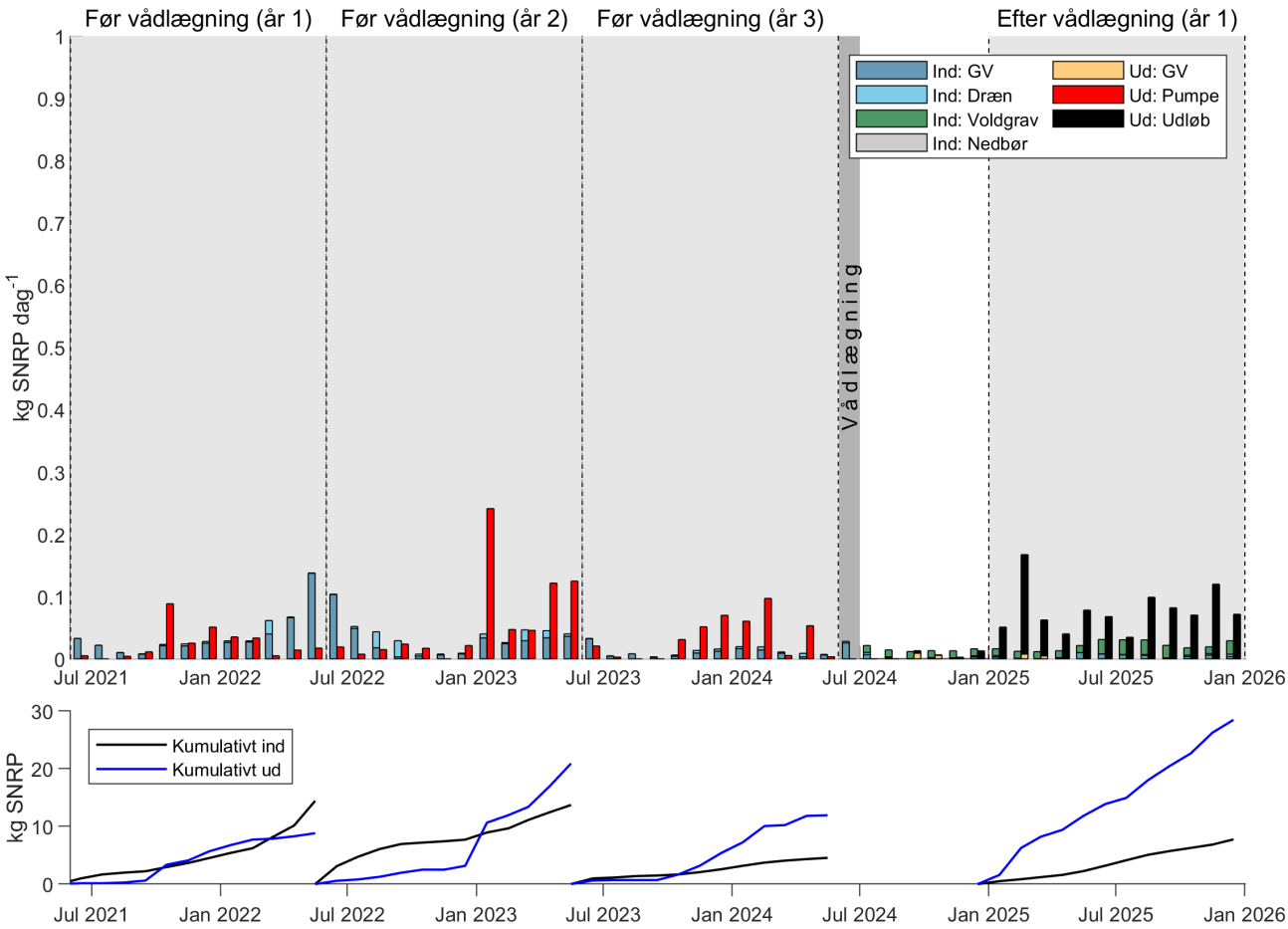
Efter vådlægningen steg P-belastningen til 1,58 kg TP ha^{-1} $år^{-1}$, hvoraf SRP udgjorde 79 %, primært tilført med det indpumpede vand fra voldgraven (Tabel 3.3 og Figur 3.21). Samtidig faldt eksporten af PP markant til 0,97 kg PP ha^{-1} $år^{-1}$, dvs. 71–86 % lavere end før vådlægningen (Figur 3.22). Området tilbageholdt netto 0,90 kg SRP ha^{-1} $år^{-1}$ (72 % af den tilførte SRP), mens der netto blev udledt 0,73 kg PP ha^{-1} $år^{-1}$ og 0,23 kg SNRP ha^{-1} $år^{-1}$. Samlet var området efter vådlægningen dermed i balance med hensyn til TP (−0,07 kg TP ha^{-1} $år^{-1}$, Figur 3.20). Nettotabet af SNRP var større end før vådlægningen og forholdsvis jævnt fordelt over året (Figur 3.23). De månedlige SRP-balancer viste netto tilbageholdelse i alle måneder med undtagelse af februar 2025, og de største udløbstransporter af SRP, PP og TP blev målt i februar og november 2025 (Figur 3.20-3.23).



Figur 3.21. Månedlige transporter af opløst reaktivt fosfor (SRP) i indløb til vådområdet (venstre søjle for hver måned) og udløb fra vådområdet (højre søjle for hver måned) samt kumulative transporter ind og ud af området i moniteringsperioden. I det første halve år efter vådlægningen var området under opfyldning, og denne periode er derfor udeladt fra de årlige vand- og stofbalancer.



Figur 3.22. Månedlige transporter af partikulært fosfor (PP) i indløb til vådområdet (venstre søjle for hver måned) og udløb fra vådområdet (højre søjle for hver måned) samt kumulative transporter ind og ud af området i moniteringsperioden. I det første halve år efter vådlægningen var området under opfyldning, og denne periode er derfor udeladt fra de årlige vand- og stofbalancer.

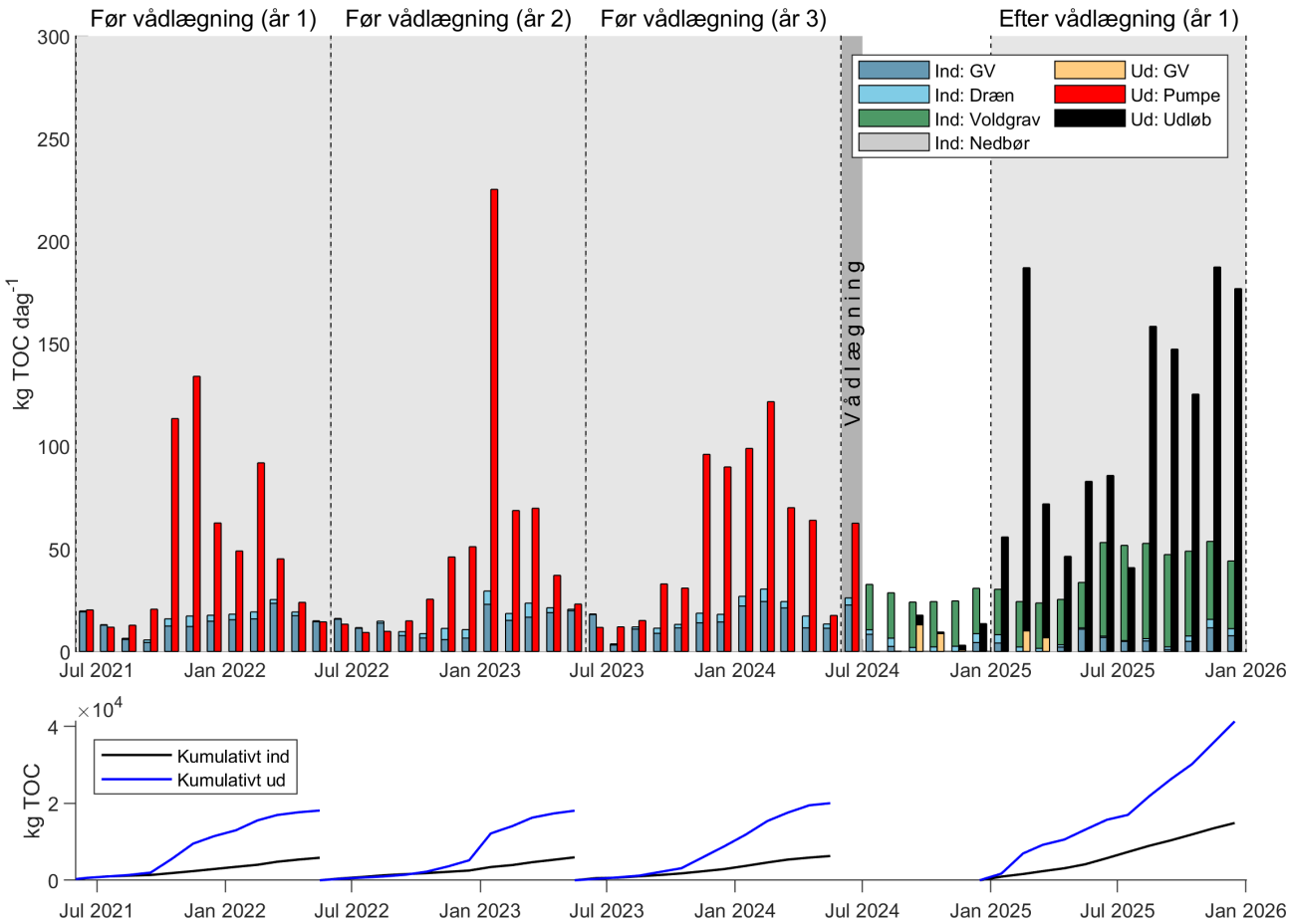


Figur 3.23. Månedlige transporter af opløst ikke-reaktivt fosfor (SNRP) i indløb til vådområdet (venstre søjle for hver måned) og udløb fra vådområdet (højre søjle for hver måned) samt kumulative transporter ind og ud af området i moniteringsperioden. I det første halve år efter vådlægningen var området under opfyldning, og denne periode er derfor udeladt fra de årlige vand- og stofbalancer.

3.4.3 Organisk kulstof

Før vådlægningen var både belastning og tab af TOC ensartede i de tre måleår (Tabel 3.3). Belastningen (66–71 kg TOC ha^{-1} $år^{-1}$) stammede hovedsageligt fra grundvand og i mindre grad fra drænindløb, mens der netto blev udledt 136–154 kg TOC ha^{-1} $år^{-1}$ (203–218 % af belastningen) (Figur 3.24). Som for TON skete den største eksport i vintermånederne (op til ca. 225 kg TOC dag^{-1} i januar 2023), mens ind- og udløbstransporterne var af samme størrelse i sommerperioderne.

Efter vådlægningen steg belastningen til 167 kg TOC ha^{-1} $år^{-1}$ som følge af indpumpningen fra voldgraven, og nettotabet blev omtrent fordoblet til 297 kg TOC ha^{-1} $år^{-1}$ (177 % af belastningen). Eksporten af TOC var høj gennem hele året, også i sommerperioden (ca. 80–90 kg TOC dag^{-1} i maj–juni 2025), og var størst i februar samt november–december 2025 (ca. 180–190 kg TOC dag^{-1}). Mønstret følger dermed eksporten af TON (Figur 3.19).



Figur 3.24. Månedlige transporter af total organisk kulstof (TOC) i indløb til vådområdet (venstre søjle for hver måned) og udløb fra vådområdet (højre søjle for hver måned) samt kumulative transporter ind og ud af området i moniteringsperioden. I det første halve år efter vådlægningen var området under opfyldning, og denne periode er derfor udeladt fra de årlige vand- og stofbalancer.

3.4.4 Usikkerheder

For de tre år før vådlægningen var standardafvigelsen på nettobalancen for TN 4,7–5,3 kg ha^{-1} år^{-1}, svarende til 20–30 % af nettotabet, mens den for TP var 0,30–0,78 kg ha^{-1} år^{-1} (9–12 % af nettotabet) og for TOC 17–22 kg ha^{-1} år^{-1} (12–16 % af nettotabet) (Tabel 3.4). Efter vådlægningen var usikkerhederne generelt større, med standardafvigelser på 7,1 kg ha^{-1} år^{-1} for TN (38 % af nettotabet), 0,39 kg ha^{-1} år^{-1} for TP og 54 kg ha^{-1} år^{-1} for TOC (18 %). For TP var standardafvigelsen absolut set på niveau med årene før, men da nettobalancen var tæt på nul (−0,07 kg ha^{-1} år^{-1}), var den relative usikkerhed meget stor. Den større usikkerhed efter vådlægningen skyldes primært indpumpningen fra voldgraven, som var en betydelig ny kilde til N, P og TOC, men hvis koncentrationer og vandføring var forholdsvis usikkert bestemt.

Tabel 3.4. Nettobalance for næringsstoffer (± 1 standardafvigelse) i de fire måleår i Vosborg Enge samt ændringen i nettobalancen som følge af vådlægningen. Nettobalancen er målt tilførsel minus målt fraførsel, hvor positive værdier angiver netto tilbageholdelse (retention), og negative værdier angiver nettotab. Tilførslerne omfatter drænindløb, grundvand, voldgraven og atmosfærisk deposition, mens udvaskning fra dyrkningen af selve projektarealet ikke indgår som tilførsel (afsnit $_3$-N udtrykker derfor den nettoproduktion af NO_3-N inden for området (fra bl.a. gødskning og nitrifikation), som ikke blev fjernet igen, inden vandet forlod området. Ændringen er beregnet som nettobalancen efter vådlægningen minus gennemsnittet af de tre år før vådlægningen; positive værdier angiver dermed et reduceret nettotab eller en øget tilbageholdelse. Usikkerhederne er bestemt ved Monte Carlo-simulering (afsnit 2.3.2 og Tabel 2.2), og * angiver, at 95 %-intervallet for ændringen ikke omfatter nul.

[kg ha^{-1} år^{-1}]	Før vådlægn. (år 1) Jun. 2021 – Maj 2022	Før vådlægn. (år 2) Jun. 2022 – Maj 2023	Før vådlægn. (år 3) Jun. 2023 – Maj 2024	Efter vådlægn. (år 1) Jan. 2025 – Dec. 2025	Ændring
TN	-15,9 ± 4,8	-23,5 ± 4,7	-17,6 ± 5,3	-18,5 ± 7,1	0,5 ± 7,0
NO_3-N	-7,0 ± 1,7	-20,1 ± 2,1	-17,2 ± 2,9	-5,0 ± 1,4	9,7 ± 1,7*
NH_4-N	0,7 ± 2,5	5,8 ± 2,6	7,9 ± 2,6	8,5 ± 4,2	3,7 ± 3,6
TON	-9,8 ± 1,4	-9,3 ± 1,0	-8,4 ± 1,1	-22,0 ± 3,1	-12,8 ± 3,3*
TP	-6,85 ± 0,78	-3,37 ± 0,30	-5,75 ± 0,66	-0,07 ± 0,39	5,25 ± 0,61*
SRP	-0,01 ± 0,07	-0,24 ± 0,06	-0,52 ± 0,10	0,90 ± 0,29	1,16 ± 0,30*
PP	-6,90 ± 0,77	-3,05 ± 0,24	-5,14 ± 0,59	-0,73 ± 0,10	4,30 ± 0,45*
SNRP	0,06 ± 0,04	-0,08 ± 0,03	-0,08 ± 0,02	-0,23 ± 0,03	-0,20 ± 0,04*
TOC	-138 ± 22	-136 ± 17	-154 ± 22	-297 ± 54	-154 ± 56*

Trods usikkerhederne var nettotabet af TN, NO_3-N, TON, TP, PP og TOC entydigt i alle tre år før vådlægningen, idet 95 %-intervallerne for retentionen ikke omfattede nul. For NH_4-N kunne nettobalancen i det første måleår (0,7 ± 2,5 kg ha^{-1} år^{-1}) ikke skelnes fra nul, mens området tilbageholdt NH_4-N i de to efterfølgende år. Ligeledes var SRP-balancen i det første måleår tæt på nul (−0,01 ± 0,07 kg ha^{-1} år^{-1}), mens der i de to følgende år var et entydigt nettotab af SRP.

Efter vådlægningen var der fortsat entydigt nettotab af TN (−18,5 ± 7,1 kg ha^{-1} år^{-1}; 95 %-interval −32 til −5), NO_3-N, TON, PP, SNRP og TOC, idet 95 %-intervallerne for nettobalancen lå under nul, mens området entydigt tilbageholdt NH_4-N (8,5 ± 4,2 kg ha^{-1} år^{-1}) og SRP (0,90 ± 0,29 kg ha^{-1} år^{-1}; 95 %-interval 0,37–1,53). TP-balancen efter vådlægningen (−0,07 ± 0,39 kg ha^{-1} år^{-1}; 95 %-interval −0,74 til 0,75) kunne derimod ikke skelnes fra nul, og sandsynligheden for et nettotab af TP var 58 %. Området var således reelt i balance med hensyn til TP efter vådlægningen.

Effekt af vådlægningen

Ændringen i nettobalancen som følge af vådlægningen er opgjort som nettobalancen efter vådlægningen minus gennemsnittet af de tre år før (Tabel 3.4). Fordi fejl knyttet til fælles målinger og antagelser (bl.a. atmosfærisk deposition, grundvandskoncentrationer, drænindløb og nedbør) påvirker begge perioder ens, er usikkerheden på ændringen mindre end summen af usikkerhederne på de enkelte år.

For TN var der ingen påviselig ændring i retentionen (0,5 ± 7,0 kg ha^{-1} år^{-1}; 95 %-interval −13 til 14). Sammensætningen af N-tabet ændrede sig derimod signifikant, idet nettotabet af NO_3-N blev reduceret med 9,7 ± 1,7 kg ha^{-1} år^{-1}, mens nettotabet af TON steg med 12,8 ± 3,3 kg ha^{-1} år^{-1}. For NH_4-N var der en tendens til øget tilbageholdelse (3,7 ± 3,6 kg ha^{-1} år^{-1}), men ændringen var ikke signifikant.

For P var effekten af vådlægningen entydig. Nettotabet af TP blev reduceret med 5,25 ± 0,61 kg ha^{-1} $år^{-1}$ (95 %-interval 4,1–6,5), hvilket primært skyldtes et reduceret tab af PP (4,30 ± 0,45 kg ha^{-1} $år^{-1}$). Retentionen af SRP blev øget med 1,16 ± 0,30 kg ha^{-1} $år^{-1}$, mens nettotabet af SNRP steg med 0,20 ± 0,04 kg ha^{-1} $år^{-1}$. Nettotabet af TOC blev øget med 154 ± 56 kg ha^{-1} $år^{-1}$ (95 %-interval 47–262).

Dominerende usikkerhedskilder

Bidragene fra de enkelte usikkerhedskilder blev bestemt ved at gentage simuleringen med én kilde ad gangen. Før vådlægningen var usikkerheden på retentionen af TP, PP og TON domineret af afstrømning og koncentrationer i udløbet via pumpestationen, som tilsammen udgjorde 70–100 % af variansen. For NH_4-N og SRP var atmosfærisk deposition og grundvandskoncentrationerne de vigtigste kilder, mens usikkerheden på TN-retentionen var fordelt på deposition (ca. 40 %), udløbskoncentrationer (ca. 30 %), grundvandskoncentrationer og afstrømning i udløbet.

Efter vådlægningen var indpumpningen fra voldgraven den dominerende usikkerhedskilde for P og TOC, hvor koncentrationer og vandføring i voldgraven tilsammen udgjorde 80–85 % af variansen for TP og SRP og ca. 55 % for TOC. Dette skyldes, at voldgraven først blev prøvetaget fra september 2025, hvorfor koncentrationerne for ca. 70 % af den indpumpede vandmængde i 2025 antages at være lig med middelværdien af de efterfølgende prøver. For NO_3-N dominerede usikkerheden på den atmosfæriske deposition (ca. 70 %), mens usikkerheden på NH_4-N-retentionen var fordelt på deposition, grundvandskoncentrationer, evapotranspiration og voldgraven. For TON og PP bidrog både voldgraven og afstrømning og koncentrationer i udløbet væsentligt. Usikkerheden på bestemmelsen af den modellerede afstrømning i udløbet i perioden januar–maj 2025 havde derimod forholdsvis lille betydning, idet den samlede usikkerhed på udløbsvolumenet i 2025 blev opgjort til ca. 5 % (ca. 37.000 m^3).

Usikkerhedsberegningen omfatter ikke strukturelle usikkerheder i opgørelsesmetoden. Opsplitningen af grundvandsbidraget i tilstrømning og udstrømning på månedlig nettobasis giver således lavere bruttobelastninger end en opsplitning på dagsbasis (f.eks. 35 i stedet for 43 kg TN ha^{-1} $år^{-1}$ efter vådlægningen), mens nettobalancerne er de samme. Desuden blev ca. 16 % af den målte afstrømning i udløbet efter vådlægningen registreret ved negativ vandstandsforskel over tilbageløbsklappen og er udeladt som fejlmålinger. Disse forhold diskuteres nærmere i afsnit 4.1. Usikkerhedsberegningen omfatter heller ikke valget af ISCO-prøver frem for punktprøver ved pumpestationen, som kan have medført en overvurdering af PP-eksporten før vådlægningen. Beregnes eksporten alene ud fra punktprøverne, bliver reduktionen i nettotabet af TP ca. 2,9 i stedet for 5,25 kg ha^{-1} $år^{-1}$ (afsnit 4.2.2).

4 Diskussion

4.1 Hydrologi

Vosborg Enge ligger i Storåens historiske delta umiddelbart opstrøms udløbet i Nissum Fjord og ville under naturlige forhold periodevist blive oversvømmet af vandløbsvand fra et opland på mere end 1100 km². Området er imidlertid omkranset af diger mod Storåen og afskåret fra sit direkte opland mod øst (ca. 2 km²) af landkanaler, som opfanger en stor del af det tilstrømmende grundvand (Figur 1.2). Da hverken diger eller landkanaler blev ændret i forbindelse med vådlægningen, har projektet primært hævet vandstanden lokalt i projektarealet frem for at genetablere forbindelsen til vandløbet og det naturlige opland. Vandudvekslingen med omgivelserne efter vådlægningen er derfor fortsat i høj grad styret af de tekniske anlæg, dvs. tilbageløbsklappen mod Storåen og indpumpningen fra voldgraven.

Ophøret af pumpningen ved pumpestationen ændrede vandbalancen markant. Den hydrauliske belastning faldt fra 2451–2714 mm år^{-1} før vådlægningen til 1485 mm år^{-1} i måleåret efter vådlægningen (Tabel 3.3), og grundvandstilstrømningen blev reduceret med ca. 70 %, fra 55–62 % til 31 % af HLR. Før vådlægningen holdt pumpningen vandstanden i engene kunstigt lav og opretholdt dermed en stor hydraulisk gradient fra omgivelserne mod projektarealet. Efter vådlægningen er gradienten ind mod området kraftigt reduceret, og i nogle perioder er gradienten endda vendt. Der optræder således periodevist grundvandsudstrømning fra området, som i alt udgjorde 7 % af vandtransporten ud af projektområdet. Samtidig steg evapotranspirationens andel af vandtabet fra 22–26 % til 44 %, mens det overfladiske afløb faldt fra 74–78 % til 49 %. Det skal bemærkes, at måleåret efter vådlægningen var forholdsvis tørt med 21 % mindre nedbør end gennemsnittet for måleperioden. I et mere normalt år må både HLR og afstrømningen derfor forventes at være større efter vådlægningen, end det her er opgjort. Indpumpningen fra voldgraven udgjorde 18 % af HLR efter vådlægningen og er dermed en betydelig kunstig vandtilførsel, som ikke ville forekomme under naturlige forhold.

Efter vådlægningen var ind- og udstrømningen af vand forholdsvis usystematisk. Afløb gennem tilbageløbsklappen er kun muligt, når vandstanden i vådområdet er højere end i Storåen, og vandstanden i Storåen påvirkes både af afstrømningen fra det store opland og i særdeleshed af åbning og lukning af slusen i Thorsminde mellem Nissum Fjord og Vesterhavet. Dette medfører perioder, hvor vand ophobes i vådområdet, efterfulgt af perioder med stort afløb. Ændringerne i vandmagasinet var derfor store og udgjorde op til 81 % af vandbalancen i enkelte måneder (februar 2025), og efter vådlægningen i juni 2024 tog det ca. et halvt år, før magasinet var fyldt op, og der for alvor forekom afløb fra området (Figur 3.5 og 3.6). De store magasinændringer, den usystematiske dynamik i udvekslingen med Storåen og de generelt lavere strømningshastigheder i udløbet gør de månedlige vandbalancer efter vådlægningen mere usikre end før vådlægningen, hvor udpumpningen sikrede en større og mere jævn afstrømning.

4.1.1 Bestemmelse af afløb og indpumpning

Afløbet fra området blev før vådlægningen beregnet ud fra pumpetiden, kalibreret mod Doppler-målinger i perioden juni 2022 – august 2023. Residualerne af denne relation var ikke autokorrelerede, men forholdsvis store i perioder, hvor pumpen kørte uafbrudt, idet pumperaten i disse perioder afhænger af løftehøjden og dermed vandstanden i Storåen. Usikkerheden på det beregnede afløb er derfor størst i højafstrømningsperioderne om vinteren, hvor også stofeksporten var størst.

Efter vådlægningen blev afløbet gennem tilbageløbsklappen målt med Doppler-flowmåler fra maj 2025, mens afløbet i den forudgående periode blev modelleret ud fra vandstandsforskellen over tilbageløbsklappen. Sammenligning af modellerede og målte månedlige afløb i den efterfølgende periode viste en forholdsvis god overensstemmelse om vinteren, men større afvigelser om foråret og sommeren (månedlig standardafvigelse ca. 25 %). Da den modellerede periode kun udgjorde ca. 19 % af afløbet i 2025, blev den samlede usikkerhed på afløbet i 2025 opgjort til ca. 5 %. Ca. 16 % af den målte afstrømning blev dog registreret ved negativ vandstandsforskel over tilbageløbsklappen, dvs. når vandstanden i Storåen var højere end i vådområdet, hvor afløb fysisk ikke er muligt. En krydskorrelation mellem målt afstrømning og vandstandsforskel viste ingen tidsforskydning mellem tidsserierne, og målingerne er derfor tolket som fejlmålinger og udeladt. Skulle disse målinger alligevel afspejle reelt afløb, er afløbet i måleperioden undervurderet med op til ca. 16 %.

Indpumpningen fra voldgraven blev beregnet ud fra pumpens strømforbrug og pumpekarakteristik. I perioden frem til juni 2025, hvor der var installeret en underdimensioneret pumpe, er pumperaten antaget konstant (5 L s^{-1}), hvilket er forbundet med betydelig usikkerhed. Da indpumpningen fra voldgraven udgjorde 18 % af HLR og havde høje stofkoncentrationer, har denne usikkerhed større betydning for stofbalancerne end for vandbalancen (afsnit 3.4.4).

4.1.2 Grundvand og magasinændring

Grundvandsbidraget er beregnet som residual i vandbalancen, og alle fejl på de øvrige vandbalanceled akkumuleres derfor i dette led. På daglig basis skifter det beregnede residual efter vådlægningen ofte fortegn, hvilket formentlig i høj grad afspejler måle- og tidsforskydningsfejl i de øvrige led, fx at nedbør straks indgår i magasinændringen, mens afløbet reagerer forsinket. Grundvandsbidraget er derfor opsplittet i tilstrømning og udstrømning på månedlig nettobasis. En opsplitning på dagsbasis ville give en betydeligt større bruttoudveksling med grundvandet og dermed højere stofbelastninger (f.eks. 43 i stedet for 35 kg TN ha^{-1} $år^{-1}$ efter vådlægningen), mens nettobalancerne er uændrede. Hvis der reelt forekommer hyppige vendinger i grundvandsstrømningen, f.eks. som følge af vandstandsvariationer i Storåen og landkanalerne, er bruttoudvekslingen med grundvandet således undervurderet.

Magasinændringen er beregnet ud fra vandstande i et udvalg af overfladenære piezometerrør og et ensartet specifikt magasintal (S_y = 0,15) for hele projektarealet. I praksis varierer magasintallet betydeligt mellem tørv, gytje og sand, både horisontalt og vertikalt (afsnit 3.1). Desuden er der observeret svingninger i terrænoverfladen, som er typiske for tørvejorde, hvor overfladen hæver og sænker sig med vandindholdet. Disse svingninger er ikke kvantificeret, og beregningerne er foretaget med faste koter for terræn og piezometerrør. Terrænbevægelser kan derfor påvirke både den beregnede

magasinændring og de hydrauliske gradienter, som er anvendt til fordelingen af grundvandsbidraget på sektioner langs projektarealets rand.

4.1.3 Evapotranspiration

Evapotranspirationens andel af vandtabet steg markant efter vådlægningen. Efter vådlægningen var der lokale målinger fra et eddy-kovarians-tårn til rådighed, og disse var i gennemsnit 16 % højere end referencefordampningen fra DMI (Makkink), som er anvendt for perioden før vådlægningen. En højere fordampning efter vådlægningen er forventelig, idet vandspejlet er hævet, og en større del af arealet er vanddækket eller har vandmættet overflade. Da der ikke foreligger eddy-kovarians-målinger fra perioden før vådlægningen, kan det dog ikke udelukkes, at den lokale fordampning også før vådlægningen afveg fra referencefordampningen, f.eks. som følge af afgrødevalg og vegetation. En systematisk undervurdering af fordampningen før vådlægningen på 16 % svarer til ca. 100 mm $år^{-1}$ og medfører en tilsvarende undervurdering af grundvandstilstrømningen og dermed af stofbelastningen før vådlægningen (ca. 0,7-0,8 kg TN og 3,6-3,8 kg TOC ha^{-1} $år^{-1}$) og en tilsvarende overvurdering af nettotabet. Usikkerheden på fordampningen før vådlægningen er derfor sat højere (20 %) end efter vådlægningen (15 %) i usikkerhedsberegningen (Tabel 2.2).

4.2 Næringsstoffer

Vådlægningen af Vosborg Enge ændrede både koncentrationsniveauerne og sammensætningen af næringsstoffer i udløbet markant, mens de samlede nettotab af kvælstof var uændrede. Før vådlægningen fungerede det drænede og udpumpede område som en betydelig kilde til TN (15,9–23,5 kg ha^{-1} $år^{-1}$), TP (3,4–6,9 kg ha^{-1} $år^{-1}$) og TOC (136–154 kg ha^{-1} $år^{-1}$). Efter vådlægningen var området fortsat en kilde til TN (18,5 ± 7,1 kg ha^{-1} $år^{-1}$) og i endnu højere grad til TOC (297 ± 54 kg ha^{-1} $år^{-1}$), mens området reelt var i balance med hensyn til TP (−0,07 ± 0,39 kg ha^{-1} $år^{-1}$).

4.2.1 Kvælstof

Før vådlægningen var N-eksporten domineret af NO_3-N og TON og skete næsten udelukkende i vinterhalvåret, hvor udpumpningen var størst. Koncentrationerne af NO_3-N i udløbet fulgte i høj grad koncentrationerne i drænindløbet og var højest om vinteren. Dette er typisk for drænet landbrugsjord, hvor kvælstof fra gødskning og fra mineralisering og nitrifikation i den iltede, drænede tørv udvaskes i perioder med stor afstrømning. Nettotabet af NO_3-N oversteg den målte belastning 1,2–3,9 gange, og der må derfor være dannet eller tilført NO_3-N inden for selve projektarealet. Udvaskningen fra dyrkningen, som ikke indgår som tilførsel i balancerne, er ud fra standardværdier for udvaskning estimeret til ca. 27 kg N ha^{-1} $år^{-1}$ (afsnit 2.3.3) og kan dermed alene forklare nettotabet af både NO_3-N og TN før vådlægningen. Hertil kommer mineralisering af den drænede tørv og nitrifikation af den tilførte NH_4-N, som området tilbageholdt en stigende andel af (6–59 %). At de målte nettotab var mindre end det estimerede bidrag fra dyrkningen alene, tyder på, at en betydelig del af det udvaskede kvælstof blev fjernet inden for projektarealet, inden vandet blev pumpet ud. Det skete formentlig ved denitrifikation i de vandmættede og reducerede jordlag under drændybden, hvor organisk stof og reducerede jernforbindelser kan fungere som elektrondonorer, samt i grøftesystemet. Det understøttes af, at grundvandet i området generelt var næsten nitratfrit (afsnit 3.3). Den interne N-fjernelse i det drænede område omfattede således først og fremmest kvælstof, som var tilført ved dyrkningen af

området, og den reducerede ikke tilførslen til Storåen. Hvis bidraget fra dyrkningen medtages som tilførsel i balancerne, fremstår området før vådlægningen med en netto tilbageholdelse af NO_3-N på ca. 7–20 kg N ha^{-1} $år^{-1}$, og vådlægningen vil derfor have reduceret tilbageholdelsen med ca. 12 kg N ha^{-1} $år^{-1}$, selvom nettotabet af NO_3-N til Storåen faldt. Dyrkningsbidraget er derfor holdt uden for balancerne, og effekten af vådlægningen vurderes ud fra ændringen i nettobalancen.

Efter vådlægningen faldt nettotabet af NO_3-N signifikant (med 9,7 ± 1,7 kg ha^{-1} $år^{-1}$), og NO_3-N-koncentrationerne i udløbet var generelt lave bortset fra enkelte kortvarige toppe. Faldet svarer til ca. to tredjedele af det gennemsnitlige nettotab før vådlægningen (14,8 kg N ha^{-1} $år^{-1}$) og kan i sig selv forklares af ophøret af dyrkningen. De vandmættede og iltfrie forhold efter vådlægningen har dog samtidig begrænset nitrifikationen af mineraliseret N fra tørven og øget potentialet for denitrifikation, og effekterne af ophørt dyrkning og ændrede hydrologiske forhold kan ikke adskilles med de foreliggende data. Da en stor del af udvaskningen fra dyrkningen allerede blev fjernet inden for området før vådlægningen (sandsynligvis via denitrifikation i iltfri jordlag og i grøfterne), kunne reduktionen i nettotabet ikke blive større end det nettotab, som faktisk forekom før vådlægningen. Reduktionen i udvaskningen fra rodzonen ved ophør af dyrkningen (ca. 22 kg N ha^{-1} $år^{-1}$) slår derfor kun delvist igennem som en reduceret tilførsel til Storåen. Det resterende nettotab af NO_3-N efter vådlægningen (5,0 ± 1,4 kg ha^{-1} $år^{-1}$) tyder på, at der fortsat forekom nitrifikation i området, f.eks. i perioder med lav vandstand i sensommeren og efteråret, hvor eksporten af NO_3-N havde toppe (Figur 3.17).

Til gengæld steg nettotabet af TON signifikant (med 12,8 ± 3,3 kg ha^{-1} $år^{-1}$), og TON udgjorde efter vådlægningen størstedelen af N-eksporten med udløbskoncentrationer på 4–7 mg N L^{-1}. Frigivelse af TON og NH_4-N i den første tid efter vådlægning af drænet tørvejord er velkendt (Zak & Gelbrecht, 2007). I drænperioden har aerob, men ufuldstændig dekomposition omdannet den øvre tørv til stærkt omsat og humificeret materiale og opbygget en pulje af opløseligt organisk N. Den øgede udvaskning af TON skyldes formentlig primært, at disse jordlag blev hydraulisk aktive efter vådlægningen. Før vådlægningen strømmede vandet overvejende vertikalt gennem dybere jordlag til drænene, hvor opløst organisk stof delvist kunne tilbageholdes ved sorption.

Efter vådlægning står vandet i og over den stærkt omsatte øvre tørv, og afløbet sker overvejende som overfladevand i direkte kontakt med topjorden og den oversvømmede vegetation. Under de reducerende forhold øges opløseligheden af organisk stof, primært som følge af den pH-stigning, der ledsager reduktionsprocesserne, og sekundært ved reduktiv opløsning af jern(III)-oxider, hvortil organisk stof er bundet (Grybos et al., 2009; Knorr, 2013). Stærkt omsat tørv frigiver desuden særligt store mængder opløst organisk stof og NH_4-N ved vådlægning (Zak & Gelbrecht, 2007). Samtidig fortsætter nedbrydningen under iltfrie forhold. Ammonifikationen af organisk N til NH_4-N fortsætter, mens nitrifikationen til nitrat ophører. I jernrige tørvejorde kan reduktion af jern(III) desuden fungere som elektronacceptor og drive en betydelig iltfri nedbrydning af organisk stof med frigivelse af DOC og NH_4-N til følge (Emsens et al., 2016). Med de meget høje jernindhold i Vosborg Enge (afsnit 3.1) er dette en sandsynlig forklaring på de stigende NH_4-N-koncentrationer i grundvandet efter vådlægningen. At udløbskoncentrationerne af NH_4-N alligevel generelt var lave, mens TON dominerede eksporten, tyder på, at NH_4-N i vid udstrækning blev optaget af vegetation og alger, bundet i

tørven eller omsat i iltede mikrozoner, mens det mobile og forholdsvis svært nedbrydelige opløste organiske N blev eksporteret fra området.

En stor del af den vestlige del af projektarealet var desuden dyrket med korn frem til vådlægningen i 2024, og nedbrydningen af afgrøderester og den døende landvegetation har sandsynligvis bidraget til de høje TON-koncentrationer i det første år. TON-koncentrationerne i udløbet var højest i sommerperioden, hvilket peger på en temperaturafhængig frigivelse fra organisk materiale i selve vådområdet, hvor både nedbrydningen og reduktionsprocesserne forløber hurtigere ved højere temperatur. Lavere vandføring og dermed mindre fortynding om sommeren kan dog også have bidraget. At puljen i den øvre tørv er begrænset, understøttes af, at fjernelse af den øverste, stærkt omsatte tørv markant reducerer frigivelsen af opløst organisk stof fra vådlagte tørvearealer (Zak et al., 2018). Da også bidraget fra afgrøderester og døende vegetation er kortvarigt, må TON-tabet forventes at aftage over tid. Et mindre, vedvarende bidrag fra den anaerobe nedbrydning kan dog fortsætte i en lang periode.

Området tilbageholdt fortsat NH_4-N efter vådlægningen (8,5 ± 4,2 kg ha^{-1} $år^{-1}$), selvom både grundvandet og det indpumpede vand fra voldgraven havde forhøjede NH_4-N-koncentrationer – sandsynligvis via planteoptag. I september–november 2025 sås dog en kortvarig netto frigivelse af NH_4-N med udløbskoncentrationer op til ca. 4,3 mg N L^{-1}, som formentlig skyldes mineralisering af organisk materiale under iltfrie forhold i sensommeren kombineret med en stigende afstrømning i efteråret.

Den samlede N-balance ændrede sig ikke målbart (0,5 ± 7,0 kg N ha^{-1} $år^{-1}$). Baseret på den tekniske forundersøgelse var forventningen, at vådlægningen ville reducere N-tilførslen til Nissum Fjord med 2–4 ton N $år^{-1}$ (Orbicon, 2016). Denne forventning var primært begrundet med ekstensivering af landbrugsdriften, dvs. ophør af gødskning af omdriftsarealerne, som ville reducere udvaskningen fra 50 kg N ha^{-1} $år^{-1}$ til ca. 5 kg N ha^{-1} $år^{-1}$ (svarende til ca. 3,8 ton N $år^{-1}$), samt kvælstoffjernelse i de nye søer. Der blev ikke regnet med N-tilførsel fra oplandet, da projektområdet er afskåret fra både direkte opland og vandløbsopland. Den forventede reduktion forekom imidlertid ikke i det første år efter vådlægningen – udløbstransporten af TN til Storåen var således ca. 4,5 ton N i 2025 mod 3,4–4,1 ton N $år^{-1}$ før vådlægningen.

Dette skyldes for det første, at forundersøgelsen forudsatte, at reduktionen i udvaskningen fra rodzonen ville slå fuldt igennem som en reduceret tilførsel til recipienten. Det målte nettotab af TN fra området før vådlægningen var imidlertid kun 1,4–2,1 ton N $år^{-1}$, svarende til 33–49 % af forundersøgelsens opgørelse af N-tilførslen fra landbrugsdriften (4,3 ton N $år^{-1}$). Forskellen skyldes dels de ændrede arealanvendelsesforhold, idet forundersøgelsen byggede på arealanvendelsen i 2014, hvor ca. 84 ha af det daværende projektområde (96 ha) var registreret som omdrift, mens kun den vestlige del (ca. 40 ha) blev dyrket med korn i moniteringsperioden, og den østlige del var græsarealer, dels at en del af det udvaskede kvælstof sandsynligvis blev fjernet ved denitrifikation inden for det drænede område, inden vandet blev pumpet ud. Med arealanvendelsen i moniteringsperioden giver standardværdierne en udvaskning på ca. 2,4 ton N $år^{-1}$ (afsnit 2.3.3), og det målte nettotab udgjorde ca. 60–85 % heraf. Reduktionen i nettotabet af NO_3-N efter vådlægningen (ca. 10 kg N ha^{-1} $år^{-1}$, svarende til ca. 0,9 ton N $år^{-1}$) var derfor betydeligt mindre end forventet.

For det andet blev reduktionen opvejet af den store frigivelse af organisk N i det første år efter vådlægningen og af den nye N-tilførsel med det indpumpede vand fra voldgraven (ca. 14 kg N ha^{-1} $år^{-1}$), som ikke indgik i forundersøgelsen. Da vådlægningen ikke har ændret projektarealets afskæring fra oplandet (afsnit 4.1), er den eksterne N-belastning af området desuden lille og domineret af atmosfærisk deposition, grundvand med lave NO_3-N-koncentrationer og indpumpet vand fra voldgraven, hvor kvælstoffet primært findes som NH_4-N og TON. Da den eksterne nitratbelastning er lav (ca. 5 kg NO_3-N ha^{-1} $år^{-1}$), er potentialet for N-fjernelse ved denitrifikation begrænset, og effekten af vådlægningen på N-balancen bestemmes i stedet primært af ophøret af den interne nitratproduktion og af frigivelsen af organisk N fra området.

4.2.2 Fosfor

Før vådlægningen var der store tab af P fra området, næsten udelukkende som PP (3,1–6,9 kg ha^{-1} $år^{-1}$). PP-eksporten var størst i vinterperioderne med stor udpumpning og skyldes sandsynligvis erosion af grøfter og den centrale hovedgrøft samt opsugning af sediment ved pumpestationen i perioder med høj pumperate. Prøvetagningen ved pumpestationen kan dog have medført en vis overvurdering af PP-eksporten. ISCO-prøvetagerens indtag sad i pumpebrønden, hvorfra pumpen også suger, men prøverne blev udtaget tidsproportionalt, dvs. også i perioder, hvor pumpen stod stille. Parvise sammenligninger viste, at PP var højere i ISCO-prøverne end i punktprøver udtaget inden for ISCO-prøvens opsamlingsperiode (medianforhold 1,65; ISCO højest i 85 % af parrene, n = 33), mens der ikke var nogen forskel for opløst P (bilag Figur 7.6 og Tabel 7.2). Forskellen tenderede til at være størst i uger med lav pumpning (medianforhold 2,3 mod 1,4 i uger med høj pumpning). Dette tyder på, at ISCO-prøverne i perioder uden pumpning har opsamlet bundnært vand med forhøjet partikelindhold. Punktprøverne er omvendt enkeltmålinger, som ikke fanger perioder med høj pumperate. De havde desuden lavere NO_3-N-koncentrationer end ISCO-prøverne, hvilket tyder på, at de ofte er udtaget i stillestående vand mellem pumpningerne. Beregnes eksporten alene ud fra punktprøverne, bliver nettotabet af TP før vådlægningen 2,0–3,5 kg ha^{-1} $år^{-1}$ og af PP 1,6–3,4 kg ha^{-1} $år^{-1}$ (PP beregnet som TP minus opløst P, da der ikke var forskel på opløst P i ISCO- og punktprøverne), og reduktionen i nettotabet af TP efter vådlægningen bliver ca. 2,9 kg ha^{-1} $år^{-1}$ i stedet for 5,25 ± 0,61 kg ha^{-1} $år^{-1}$. Det reelle tab før vådlægningen ligger formentlig mellem de to estimater. Konklusionen om et markant fald i P-tabet efter vådlægningen er således robust, men størrelsen af faldet er usikker. Den vandføringsvægtede TP-koncentration i det udpumpede vand var 0,23–0,40 mg P L^{-1} beregnet ud fra ISCO-prøverne og 0,15–0,21 mg P L^{-1} beregnet ud fra punktprøverne. Til sammenligning angav forundersøgelsen 0,16–0,22 mg P L^{-1} som typisk for vestjyske pumpede landbrugsarealer (Orbicon, 2016). En evt. overvurdering af PP i ISCO-prøverne fra drænindløbet vil øge det beregnede nettotab af PP med højst 0,03–0,14 kg ha^{-1} $år^{-1}$ og har ubetydelig indflydelse på effekten af vådlægningen.

Det kraftige PP-tab i juni 2024, hvor anlægsarbejdet blev udført (ca. 5,6 kg dag^{-1}), understøtter, at mobilisering af sediment i grøftesystemet er en væsentlig kilde til PP. Desuden sås et stigende nettotab af SRP gennem de tre år før vådlægningen.

Efter vådlægningen faldt nettotabet af PP med 4,30 ± 0,45 kg ha^{-1} $år^{-1}$, svarende til 86 % af det gennemsnitlige tab før vådlægningen, og samtidig blev SRP tilbageholdt (0,90 ± 0,29 kg ha^{-1} $år^{-1}$), selvom SRP-belastningen var mere end tredoblet som følge af indpumpning fra voldgraven. Samlet var TP-balancen

efter vådlægningen tæt på nul. Med det gældende fosforregneark beregnede den tekniske forundersøgelse et potentielt P-tab på 814 kg $år^{-1}$ (8,5 kg ha^{-1} $år^{-1}$), men vurderede dette som urealistisk højt og anvendte i stedet et konservativt skøn på 2,3 kg ha^{-1} $år^{-1}$ (221 kg $år^{-1}$) baseret på erfaringer fra nyetablerede søer (Orbicon, 2016). Det målte nettotab efter vådlægningen var betydeligt lavere end begge estimater. Forundersøgelsen vurderede desuden fraførsel af P ved udpumpning før vådlægningen til ca. 285 kg $år^{-1}$ ud fra en antaget koncentration på 0,19 mg TP L^{-1}, mens den målte udpumpning af TP i de tre år før vådlægningen var 365–660 kg $år^{-1}$. Efter vådlægningen blev udløbstransporten af TP til Storåen reduceret til ca. 140 kg $år^{-1}$, hvoraf vådområdets bidrag var tæt på 0, og forundersøgelsens forventning om, at projektet ikke ville øge P-tilførslen til Storåen og Nissum Fjord, er dermed mere end opfyldt i det første år. Til sammenligning blev der ved simpel hævning af vandstanden i Lobæk målt et øget P-tab på 0,8–1,0 kg TP ha^{-1} $år^{-1}$ efter blokering af grøfterne (Hoffmann et al., 2026).

Den manglende frigivelse af SRP er bemærkelsesværdig, idet frigivelse af fosfat ved reduktiv opløsning af jern(III)-oxider er en af de væsentligste risici ved vådlægning af drænede tørvejorde (Zak & Gelbrecht, 2007; Zak et al., 2010). Jordprøverne fra Vosborg Enge viste imidlertid et meget højt indhold af oxalatekstraherbart jern (Fe_{ox}) med molforhold mellem Fe_{ox} og P_{ox} på ca. 11–24 i de forskellige lithologier (afsnit 3.1). Det er tidligere fundet, at P-frigivelsen fra iltfri tørvejord kan forudsiges ud fra jordens Fe_{BD}:P_{BD}-forhold, og at forhold over ca. 10 indikerer ubetydelig P-udvaskning (Forsmann & Kjaergaard, 2014; Hoffmann et al., 2023; Kronvang et al., 2011). Det høje jernindhold kan således forklare, at området både tilbageholdt den tilførte SRP og ikke frigav fosfat fra tørven, selvom fosformætningsgraden (DPS_{ox}) i den øverste meter oversteg den kritiske værdi i 93 % af tørveprøverne. Sammenlignet med andre danske lavbundsjorde er jordens sorptionskapacitet i Vosborg Enge høj. For 47 jordprøver fra landbrugsprægede lavbundsarealer i Danmark fandt *Florea et al.* (2024) en median for sorptionskapaciteten (PSC_{Florea} = Al_{ox} + Fe_{ox}, dvs. uden faktoren 0,5 i DPS_{ox}, jf. ligning 9) på 195 mmol kg^{-1} og en øvre kvartil på 387 mmol kg^{-1}, mens de organiske lag i Vosborg Enge i gennemsnit havde 487–714 mmol kg^{-1} og de mineralske lag ca. 190–325 mmol kg^{-1} (Tabel 3.1). Den høje fosformætningsgrad i dele af tørven skyldes således ikke en lav sorptionskapacitet, men et højt P-indhold. Florea et al. (2024) fandt dog, at hverken Fe:P-forholdet eller DPS_{ox} i sig selv kunne forudsige P-frigivelsen under iltfrie forhold. Afgørende var den resterende sorptionskapacitet efter reduktion af jern(III)-oxiderne, og P-frigivelsen var lav eller fraværende, når denne oversteg ca. 100 mmol kg^{-1}. Da sorptionskapaciteten i Vosborg Enge er domineret af jern, og det redoxstabile Al_{ox} kun udgør 61–78 mmol kg^{-1} i de organiske lag, kan den resterende sorptionskapacitet falde under denne grænse, hvis en stor del af Fe_{ox} reduceres. Den hidtidige tilbageholdelse af fosfat kan derfor hænge sammen med, at jernreduktionen endnu kun er sket i begrænset omfang, eller at frigivet Fe(II) genudfældes, f.eks. ved oxidation i rodzonen eller i det overfladenære vand. Det kan dog ikke udelukkes, at P-frigivelsen vil stige i de kommende år, efterhånden som reduktionen af jern i jorden skrider frem, og det første år efter vådlægningen er derfor ikke nødvendigvis repræsentativt for den langsigtede P-balance.

4.2.3 Organisk kulstof

Tabet af TOC blev omtrent fordoblet efter vådlægningen (en stigning på 154 ± 56 kg ha^{-1} $år^{-1}$), og udløbskoncentrationerne steg til op mod 94 mg C L^{-1}. Selvom indpumpningen fra voldgraven også tilførte betydelige mængder

TOC (ca. 51 mg C L^{-1}), oversteg tabet belastningen med ca. 300 kg ha^{-1} $år^{-1}$, og størstedelen af tabet må derfor stamme fra frigivelse af opløst organisk stof fra området selv. Øget udvaskning af opløst organisk kulstof efter vådlægning eller blokering af grøfter i tørvejord er velkendt (Armstrong et al., 2010; Zak & Gelbrecht, 2007) og blev ligeledes observeret i Lobæk (Hoffmann et al., 2026). Som for TON var TOC-koncentrationerne højest om sommeren, hvilket indikerer temperaturafhængig nedbrydning af organisk materiale i vådområdet. Selvom de vandbårne tab af TOC er betydelige, er de formentlig små i forhold til den reduktion i CO_2-udledningen fra tørvens nedbrydning, som vådlægningen må forventes at medføre. Jordens høje jernindhold kan også have betydning for kulstofomsætningen. Jern(III)-oxider kan binde og stabilisere organisk stof, og i sedimenter er ca. en femtedel af det organiske kulstof bundet direkte til reaktivt jern (Lalonde et al., 2012). Den positive sammenhæng mellem Fe_{ox} og glødetab i Vosborg Enge (afsnit 3.1) tyder på, at sådanne jern-organiske komplekser også er udbredte her. Når jern(III)-oxiderne reduceres efter vådlægning, kan det bundne organiske stof frigives (Grybos et al., 2009), hvilket kan have bidraget til den kraftige stigning i TOC-tabet. Samtidig er jern(III) en energetisk mere fordelagtig elektronacceptor end CO_2, og så længe der er reducerbart jern til stede, kan jernreduktionen begrænse metandannelsen. Den omfattende okkerudfældning i grøfte- og kanalsystemet viser, at der tilføres store mængder opløst Fe(II) med grundvandet, som oxideres og udfældes, hvor grundvandet møder ilt. Vosborg Enge er derfor et særligt interessant område til at undersøge samspillet mellem jern-, fosfor-, kvælstof- og kulstofomsætningen i vådlagte tørvejorde.

4.2.4 Voldgraven som kilde til næringsstoffer

Indpumpningen fra voldgraven udgjorde efter vådlægningen en væsentlig kilde til NH_4-N, TON, SRP og TOC (ca. 40 % af N-belastningen og ca. 75 % af SRP-belastningen i 2025). Vandet i voldgraven er stillestående med betydelig ophobning af organisk materiale og bundslam, hvilket kan forklare de høje koncentrationer af NH_4-N, SRP og TOC. Koncentrationerne i voldgraven faldt igen i løbet af efteråret 2025, hvilket kan indikere, at den løbende udpumpning gradvist udskifter vandet i voldgraven. Da voldgraven først blev prøvetaget fra september 2025, er koncentrationerne for ca. 70 % af den indpumpede vandmængde i 2025 ekstrapoleret, og voldgraven er den største enkeltkilde til usikkerhed på P- og TOC-balancerne (afsnit 3.4.4). Indpumpningen, som er etableret for at holde vandstanden nede i voldgraven, er en kunstig og til dels uventet næringsstofkilde, som bør indgå i vurderingen af projektets samlede effekt på næringsstoftransporten til Storåen.

4.2.5 Perspektivering

Resultaterne fra Vosborg Enge minder om resultaterne fra lavbundsarealet Lobæk, hvor vandstanden ligeledes blev hævet ved simpel blokering af grøfterne uden at genskabe den naturlige hydrologi, og hvor effekten på N-fjernelsen var meget begrænset (Hoffmann et al., 2026). Begge projekter viser, at hævning af vandstanden uden genskabelse af forbindelsen til oplandet kun i ringe grad øger N-fjernelsen, men til gengæld kan medføre øget udvaskning af organisk N og TOC i de første år efter vådlægning. I modsætning til Lobæk blev der i Vosborg Enge ikke observeret et øget P-tab, hvilket sandsynligvis skyldes det høje jernindhold i jorden. Da moniteringen efter vådlægningen kun omfatter ét år, er det ikke muligt at vurdere, hvor hurtigt frigivelsen af organisk N og TOC aftager. Fortsat monitering vil være nødvendig for at vurdere den langsigtede effekt af vådlægningen.

5 Konklusion

Vådlægningen af Vosborg Enge har i det første år opfyldt forventningen om ikke at øge fosfortilførslen til Storåen og Nissum Fjord, men har ikke givet den forventede reduktion i kvælstoftilførslen. Undersøgelsen giver dermed fire overordnede erfaringer for vådlægning af pumpedrænede lavbundsarealer.

For det første afhænger effekten på kvælstofbalancen af, om vådlægningen genskaber forbindelsen til vandløbet og oplandet. Når diger og landkanaler bevares, tilføres området kun lidt nitrat udefra, og potentialet for denitrifikation kan ikke udnyttes. Effekten bestemmes i stedet af ophøret af dyrkning af arealerne og den interne nitratproduktion herfra samt af mineralisering og frigivelsen af organisk kvælstof som følge af nedbrydningen af den vådlagte tørv samt af omsætningen af afgrøderester og oversvømmet naturlig vegetation. Forundersøgelsens forventning, der primært byggede på ophør af gødskning, var sandsynligvis for optimistisk, fordi en stor del af det kvælstof, der blev udvasket ved dyrkningen, allerede blev fjernet inden for det drænede område. Ved fremtidige projekter bør den forventede N-effekt derfor vurderes ud fra områdets faktiske nettoudledning af nitrat og ikke ud fra udvaskningen fra rodzonen, og der bør tages højde for en midlertidig frigivelse af organisk N.

For det andet er jordens jernindhold afgørende for risikoen for fosfortab. Ophøret af pumpningen har næsten fjernet tabet af partikulært fosfor, og de meget jernrige jorde har hidtil forhindret frigivelse af fosfat. Det standardiserede fosforregneark overvurderede P-tabet betydeligt for denne jordtype, hvilket understreger behovet for at inddrage jernindhold og sorptionskapacitet i forundersøgelser. Da sorptionskapaciteten i Vosborg Enge er domineret af redoxfølsomt jern, kan den lave P-risiko dog ikke uden videre antages at være permanent.

For det tredje kan tekniske anlæg, som ikke er en del af selve vådlægningen, få stor betydning for projektets samlede effekt. Indpumpningen fra voldgraven blev en væsentlig kilde til kvælstof, fosfor og organisk kulstof, og sådanne kilder bør identificeres og indgå allerede i forundersøgelsen.

For det fjerde er det øgede tab af organisk kulstof og organisk kvælstof formentlig i høj grad en overgangseffekt, og derfor er ét års data efter vådlægningen ikke tilstrækkeligt til at vurdere, hvor lang tid denne overgangsperiode varer. Med sine meget jernrige jorde og okkerpræget grundvand er Vosborg Enge et særligt værdifuldt område for at forstå samspillet mellem jern-, fosfor- og kulstofomsætningen i vådlagte tørvejorde. Fortsat monitering anbefales, herunder af det indpumpede vand fra voldgraven og af opløst jern og sulfat i porevand og udløb, så det kan afgøres, om fosfortilbageholdelsen er stabil, og hvor hurtigt udvaskningen af organisk kulstof og kvælstof aftager.

6 Referencer

Andersen, H.E. & Heckrath, G. (redaktører) 2020. Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark, 284 pp, Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.

Andersen, J.M. 1976. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. Water Research, 10(4). 329-331. https://doi.org/10.1016/0043-1354(76)90175-5.

Armstrong, A., Holden, J., Kay, P., Francis, B., Foulger, M., Gledhill, S., McDonald, A.T. & Walker, A. 2010. The impact of peatland drain-blocking on dissolved organic carbon loss and discolouration of water; results from a national survey. Journal of Hydrology 381(1): 112-120. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.11.031.

Auken, E., Christiansen, A.V., Kirkegaard, C., Fiandaca, G., Schamper, C., Behroozmand, A.A., Binley, A., Nielsen, E., Effersø, F., Christensen, N.B., Sørensen, K., Foged, N. & Vignoli, G. 2015. An overview of a highly versatile forward and stable inverse algorithm for airborne, ground-based and borehole electromagnetic and electric data. Exploration Geophysics 46(3): 223-235. https://doi.org/10.1071/EG13097.

Auken, E., Foged, N., Larsen, J.J., Lassen, K.V.T., Maurya, P.K., Dath, S.M. & Eiskjær, T.T. 2019. tTEM — A towed transient electromagnetic system for detailed 3D imaging of the top 70 m of the subsurface, Geophysics 84(1): E13-E22. https://doi.org/10.1190/geo2018-0355.1.

Bouwer, H. & Rice, R.C. 1976. A slug test for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells. Water Resources Research 12(3): 423-428. https://doi.org/10.1029/WR012i003p00423.

Christensen, B. 2022. Vosborg Enge - Lavbundsprojekt, 33 pp, COWI/Naturstyrelsen.

Ellermann, T., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2015. Atmosfærisk deposition 2014, 88 pp, Aarhus University, DCE – Danish Centre of Environment and Energy.

Ellermann, T., Bossi, R., Sørensen, M.O.B., Christensen, J.H., Lansø, A.S. & Poulsen, M.B. 2023. Atmosfærisk deposition 2021, Rapport, Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy.

Ellermann, T., Bossi, R., Sørensen, M.O.B., Christensen, J.H., Lansø, A.S. & Poulsen, M.B. 2024a. Atmosfærisk deposition 2022, Rapport, Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy.

Ellermann, T., Bossi, R., Sørensen, M.O.B., Christensen, J., Lansø, A.S., Monies, C. & Poulsen, M.B. 2024b. Atmosfærisk deposition 2023, 68 pp, Aarhus University, DCE – Danish Centre of Environment and Energy.

Emsens, W.J., Aggenbach, C.J.S., Schoutens, K., Smolders, A.J.P., Zak, D. & van Diggelen, R. 2016. Soil Iron Content as a Predictor of Carbon and Nutrient Mobilization in Rewetted Fens, PLoS One 11(4): 17, e0153166. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0153166.

Florea, A.F., Heckrath, G., Zak, D.H., Mäenpää, M. & Hansen, H.C.B. 2024. Phosphorus release from rewetted agricultural peat soils varies strongly in dependence of the phosphorus resorption capacity. Geoderma 441: 116739. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116739.

Forsmann, D.M. & Kjaergaard, C. 2014. Phosphorus release from anaerobic peat soils during convective discharge — Effect of soil Fe:P molar ratio and preferential flow, Geoderma, 223–225, 21-32. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.025.

Grybos, M., Davranche, M., Gruau, G., Petitjean, P. & Pédrot, M. 2009. Increasing pH drives organic matter solubilization from wetland soils under reducing conditions. Geoderma 154(1): 13-19. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.09.001.

Hoffmann, C.C., Kronvang, B., Andersen, H.E., Petersen, R.J., Larsen, S.E., Tornbjerg, H., Kjeldgaard, A., Jensen, H.S., Kolath, T. & Kjærgaard, C. 2023. Kvantificering af fosfortab fra vådområder og lavvandede søer, 49 pp, Aarhus University, DCE.

Hoffmann, C.C., Petersen, R.J., Nilsson, I.-E.F., Ovesen, N.B., Andersen, P.M., Larsen, S.E. & Kjeldgaard, A. 2026. Lobæk før og efter simpel hævning af vandstanden, 44 pp, Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.

Hvorslev, M.J. 1951. Time lag and soil permeability in ground-water observations. Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss.

Kirkegaard, C., Andersen, K., Boesen, T., Christiansen, A.V., Auken, E. & Fiandaca, G. 2015. Utilizing massively parallel co-processors in the AarhusInv 1D forward and inverse AEM modelling code, ASEG Extended Abstracts 2015(1): 1-3. https://doi.org/10.1071/ASEG2015ab125.

Klimadatastyrelsen 2021. Danmarks højdemodel - DHM\Terræn, edited, Dataforsyningen.

Knorr, K.H. 2013. DOC-dynamics in a small headwater catchment as driven by redox fluctuations and hydrological flow paths – are DOC exports mediated by iron reduction/oxidation cycles?, Biogeosciences, 10(2): 891-904. https://doi.org/10.5194/bg-10-891-2013.

Kronvang, B., Søndergaard, M., Hoffmann, C.C., Thodsen, H., Ovesen, N.B., Stjernholm, M., Nielsen, C.B., Kjærgaard, C., Schønfeldt, B. & Levesen, B. 2011. Etablering af P-ådale, 67 pp, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Lalonde, K., Mucci, A., Ouellet, A. & Gélinas, Y. 2012. Preservation of organic matter in sediments promoted by iron. Nature 483(7388): 198-200. https://doi.org/10.1038/nature10855.

Lookman, R., Vandeweert, N., Merckx, R. & Vlassak, K. 1995. Geostatistical assessment of the regional distribution of phosphate sorption capacity parameters (Fe_{OX} and Al_{OX}) in northern Belgium, Geoderma 66(3): 285-296. https://doi.org/10.1016/0016-7061(94)00084-N.

Odgaard, B., Dalsgaard, K. & Kristensen, G. 2014a. Landskabets tilblivelse, in Nørre Vosborg i tid og rum, edited by A. Bøgh, H. Henningsen and K. Dalsgaard, pp. 25-34, Aarhus Universitetsforlag, Aarhus, Denmark.

Odgaard, B., Dalsgaard, K., Greve, M. & Kristensen, G. 2014b. Landskabets forandringer gennem århundrederne, in Nørre Vosborg i tid og rum, edited by A. Bøgh, H. Henningsen and K. Dalsgaard, pp. 145-149, Aarhus Universitetsforlag, Aarhus, Denmark.

Orbicon 2016. Lavbundsprojekt – Vosborg Enge, 52 pp, Orbicon, Naturstyrelsen, Miljøministeriet.

Poulsen, M.B., Ellermann, T., Bossi, R., Sørensen, M.O.B., Christensen, J., Lansø, A.S. & Monies, C. 2025. Atmosfærisk deposition 2024, 59 pp, Aarhus University, DCE – Danish Centre of Environment and Energy.

Schoumans, O.F. & Chardon, W.J. 2015. Phosphate saturation degree and accumulation of phosphate in various soil types in The Netherlands. Geoderma 237-238: 325-335. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.08.015.

Schoumans, O.F., Breeuwsma, A.W. & de Vries, W. 1987. Use of soil survey information for assessing the phosphate sorption capacity of heavily manured soils, paper presented at International Conference on Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants, Noordwijk aan Zee, The Netherlands.

Tong, C.H.M., Pullens, J.W.M., Petersen, R.J., Frederiksen, R.R., Zak, D.H., Hoffmann, C.C. & Lærke, P.E. indsendt. Water-table management governs climate trajectories following peatland rewetting. Communications Earth & Environment.

Troels-Smith, J. 1955. Karakterisering af løse jordarter, Danmarks Geologiske Undersøgelse IV. Række 3(10): 1-73. https://doi.org/10.34194/raekke4.v3.6989.

Viezzoli, A., Christiansen, A.V., Auken, E. & Sørensen, K. 2008. Quasi-3D modeling of airborne TEM data by spatially constrained inversion. Geophysics 73(3): F105-F113. https://doi.org/10.1190/1.2895521.

Vignoli, G., Fiandaca, G., Christiansen, A.V., Kirkegaard, C. & Auken, E. 2015. Sharp spatially constrained inversion with applications to transient electromagnetic data. Geophysical Prospecting 63(1): 243-255. https://doi.org/10.1111/1365-2478.12185.

Zak, D. & Gelbrecht, J. 2007. The mobilisation of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial stage of fen rewetting (a case study from NE Germany), Biogeochemistry 85(2): 141-151. https://doi.org/10.1007/s10533-007-9122-2.

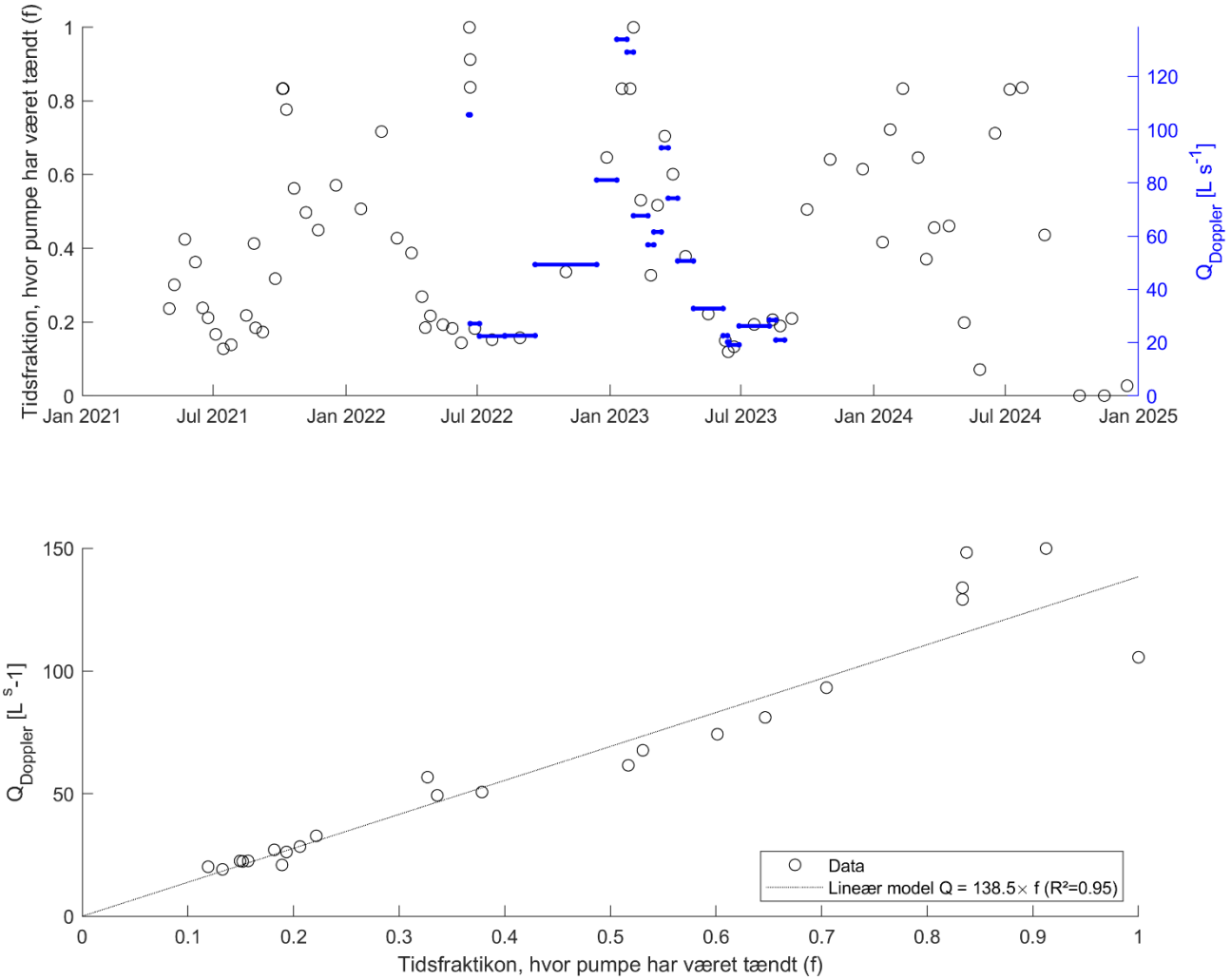
Zak, D., Wagner, C., Payer, B., Augustin, J. & Gelbrecht, J. 2010. Phosphorus mobilization in rewetted fens: the effect of altered peat properties and implications for their restoration. Ecological Applications 20(5): 1336-1349. https://doi.org/10.1890/08-2053.1.

Zak, D., Goldhammer, T., Cabezas, A., Gelbrecht, J., Gurke, R., Wagner, C., Reuter, H., Augustin, J., Klimkowska, A. & McInnes, R. 2018. Top soil removal reduces water pollution from phosphorus and dissolved organic matter and lowers methane emissions from rewetted peatlands. Journal of Applied Ecology 55(1): 311-320. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12931.

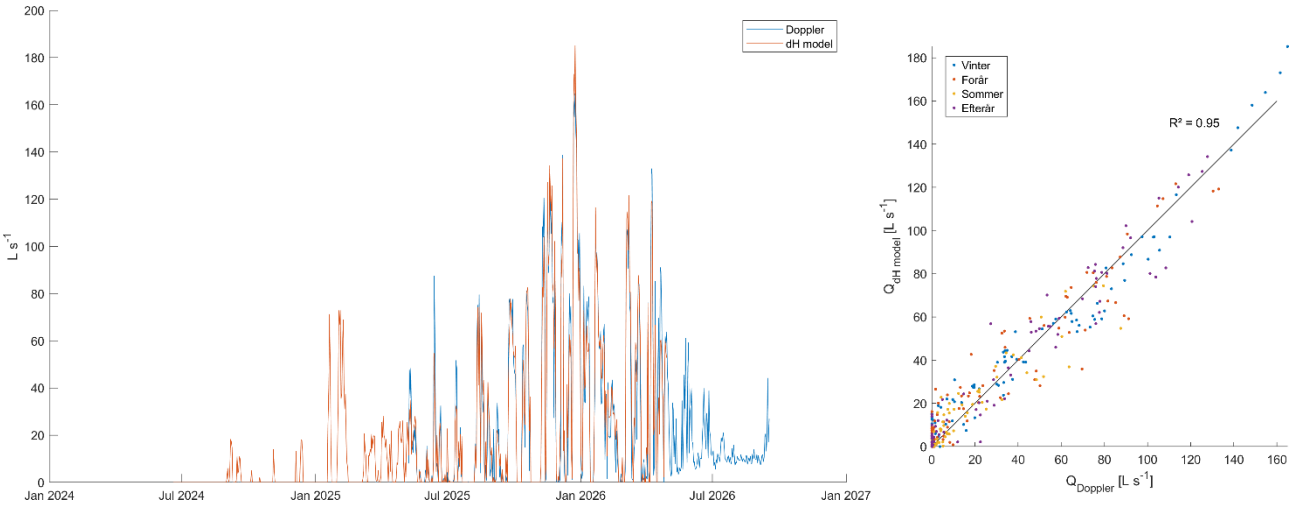
Zlotnik, V.A., Goss, D. & Duffield, G.M. 2010. General steady-state shape factor for a partially penetrating well. Groundwater 48(1): 111-116. https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2009.00621.x.

7 Bilag

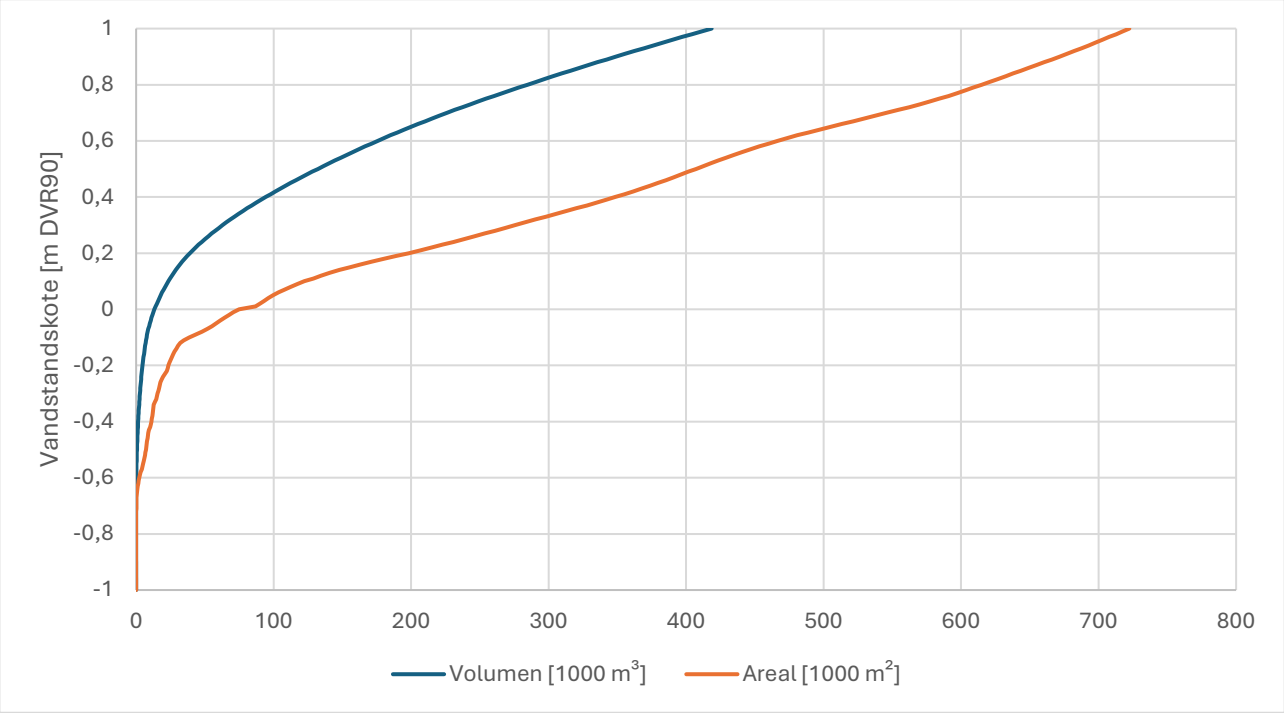
7.1 Afstrømningsberegninger



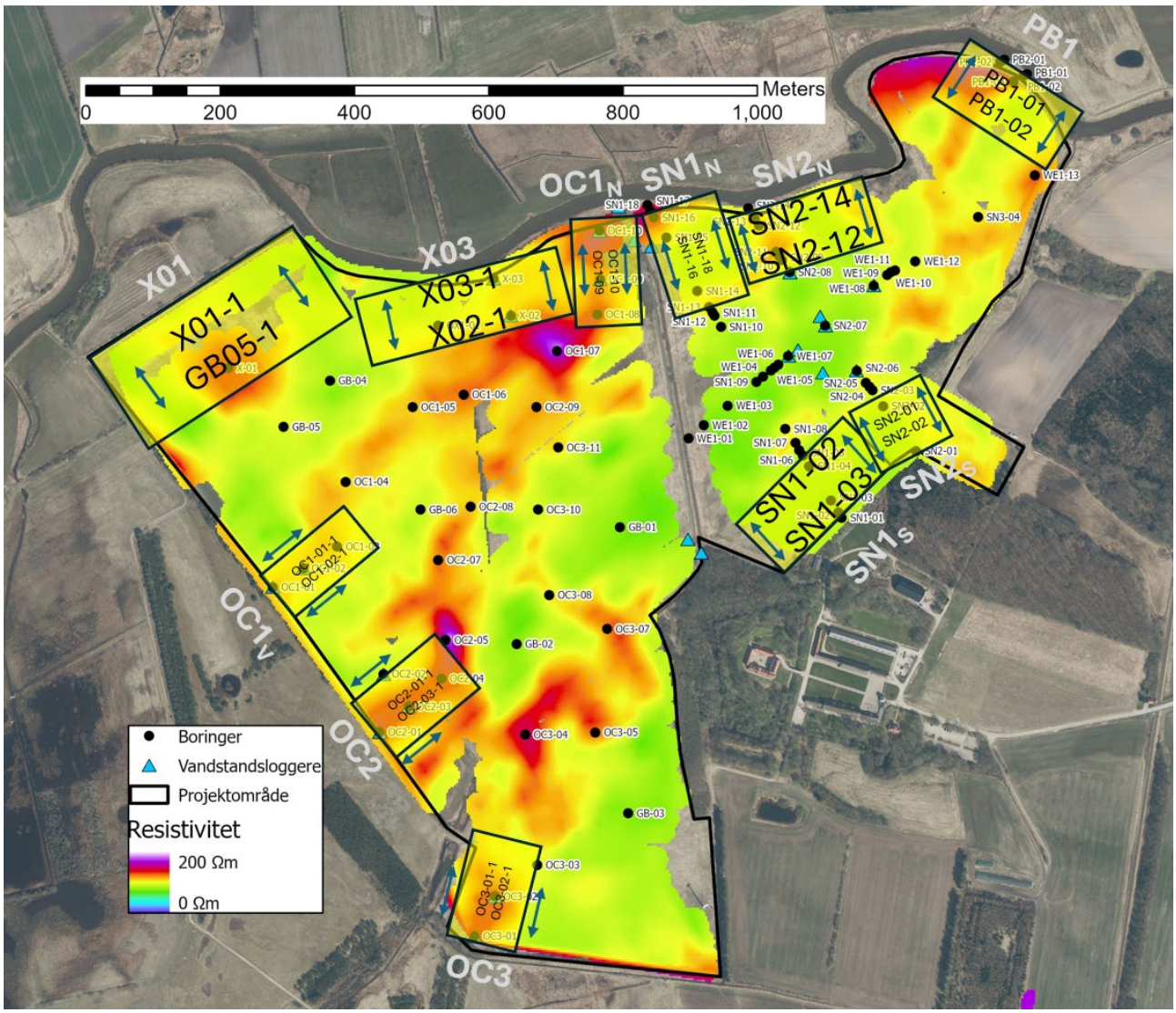
Figur 7.1. Sammenhæng mellem pumpetid og afstrømning fra udløbspumpe før vådlægning.



Figur 7.2. Afstrømning fra det overfladiske afløb gennem tilbageløbsklap til Storåen efter vådlægning målt med Sontek IQ Pipe Doppler-flowmåler og modelleret ud fra vandstandsforskellen på hver side af tilbageløbsklappen, vandstanden på vådområde-siden af tilbageløbsklappen og sæson (vinter = dec–feb, forår = mar–maj, sommer = jun–aug, efterår = sep–nov).



Figur 7.3. Relation mellem vandstand og volumen af overfladevand i Vosborg Enge baseret på højdemodellen for området.

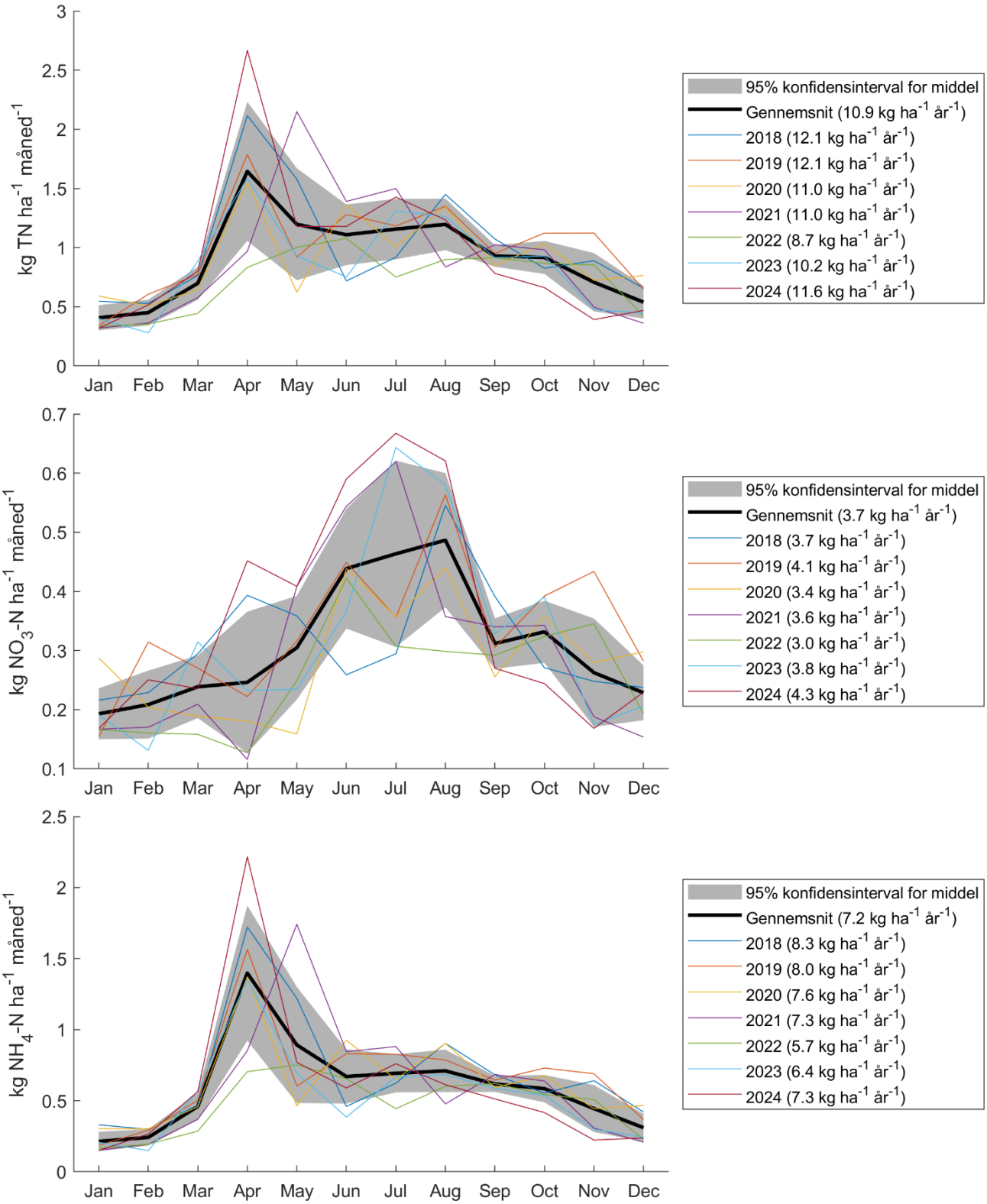


Figur 7.4. Sektionsopdeling for grundvandsberegninger. Sektionerne repræsenterer ikke hele projektranden, men kun de dele, som antages at bidrage betydningsfuldt til afstrømningen (og som derfor er instrumenteret). For eksempel, langs den vestlige rand forventes de lerede dele at være uden betydning i forhold til de grovsandede kanaler. Darcy-data for de enkelte sektioner ses i 7.1.

Tabel 7.1. Data for de sektioner langs projektranden, som er anvendt til Darcy-beregning af ind- og udstrømning af grundvand fra projektarealet (se sektioner i 7.4). Bredde = strækningen langs projektranden, som Darcy-beregningen repræsenterer. K = hydraulisk ledningsevne. dX = afstand mellem piezometerrør. $P1_{ind}$ angiver andelen af grundvandsindstrømning, som kan tilskrives de enkelte sektioner før vådlægning, $P2_{ind}$ angiver andelen af grundvandsindstrømning, som kan tilskrives de enkelte sektioner efter vådlægning, og $P2_{ud}$ angiver andelen af grundvandsudstrømning, som kan tilskrives de enkelte sektioner efter vådlægning.

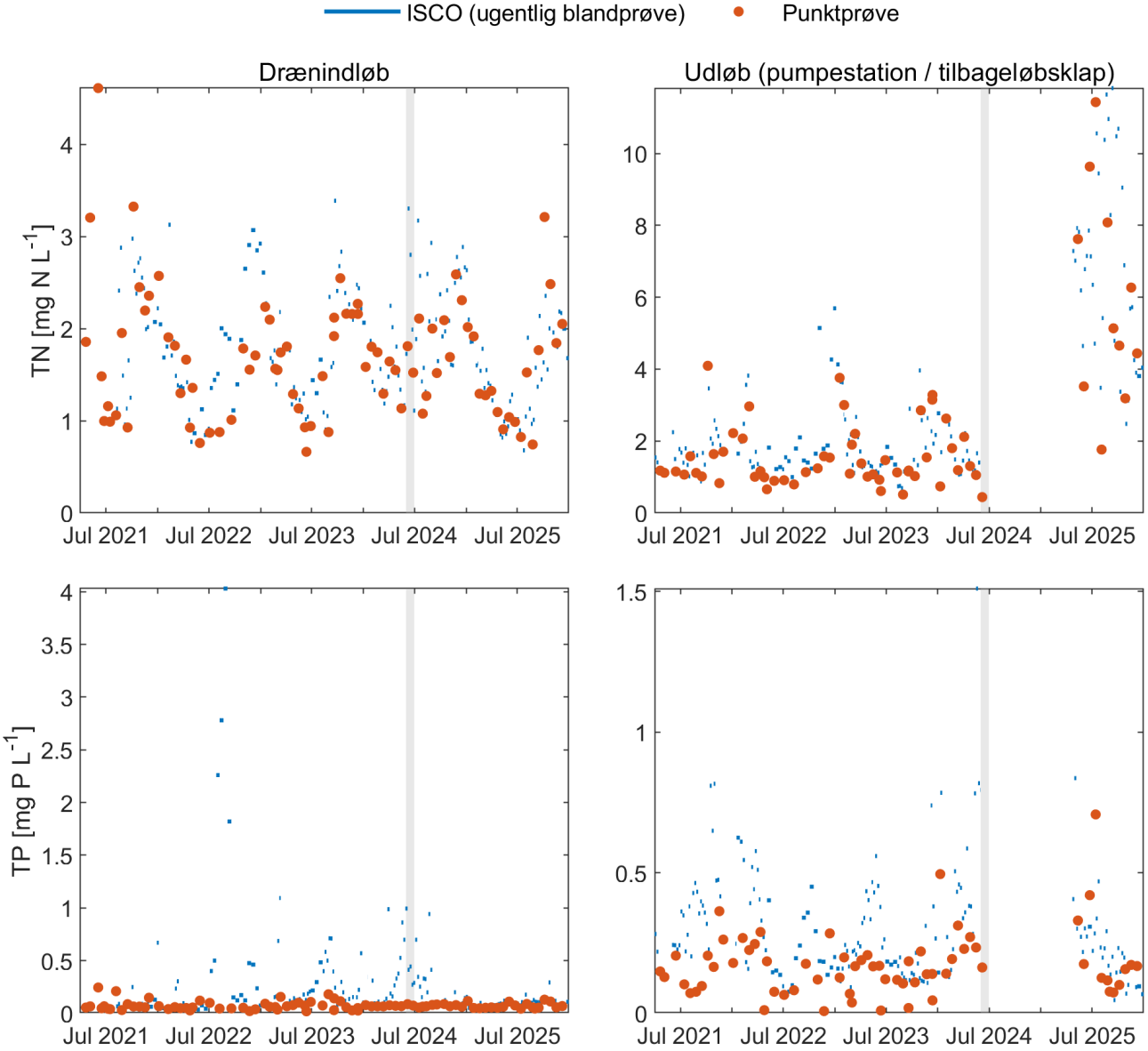
Lag	Piezometer 1	Piezometer 2	Lagets bundkote [m]	Tykkelse ved fuld vandmætning [m]	Bredde [m]	K [m s^{-1}]	dX [m]	$P1_{ind}$ [%]	$P2_{ind}$ [%]	$P2_{ud}$ [%]
$OC1_V$	OC1-01-1	OC1-02-1	-4,00	5,00	60	$4{,}52 \times 10^{-5}$	53,3	3,8	1,9	0
OC2	OC2-01-1	OC2-03-1	-3,20	3,00	75	$3{,}18 \times 10^{-4}$	57,3	18,4	85,4	0
OC3	OC3-01-1	OC3-02-1	-3,56	4,41	50	$3{,}18 \times 10^{-4}$	66,4	15,7	5,9	0
X01	X01-1	GB05-1	-4,50	3,00	360	$6{,}36 \times 10^{-5}$	119,7	0,0	0,0	3,0
X03	X03-1	X02-1	-3,12	2,82	350	$1{,}75 \times 10^{-4}$	60,2	16,7	0,0	39,9
$OC1_N$	OC1-10-1	OC1-09-1	-8,00	9,30	50	$3{,}60 \times 10^{-4}$	72,4	1,7	0,0	30,2
$SN1_{N,dyb}$	SN1-18-1	SN1-16-1	-5,00	2,90	120	$1{,}48 \times 10^{-5}$	20,9	3,1	0,0	0,6
$SN1_{N,mid}$	SN1-18-2	SN1-16-2	-0,31	1,00	120	$7{,}87 \times 10^{-5}$	21,1	3,7	1,7	0
$SN1_{S,dyb}$	SN1-02-1	SN1-03-1	-3,28	1,10	200	$6{,}35 \times 10^{-5}$	21,4	0,5	0,0	0,3
$SN1_{S,mid}$	SN1-02-2	SN1-03-2	-2,17	2,48	200	$1{,}00 \times 10^{-6}$	21,6	0,3	0,4	0
$SN1_{S,øvre}$	SN1-02-3	SN1-03-3	0,31	0,41	200	$1{,}00 \times 10^{-6}$	21,8	0,0	0,0	0
$SN2_N$	SN2-14-1	SN2-12-1	-6,00	5,50	250	$6{,}35 \times 10^{-5}$	30,3	34,9	0,0	0,9
$SN2_S$	SN2-01-1	SN2-02-1	0,79	0,67	75	$6{,}35 \times 10^{-5}$	83,0	1,0	4,6	0
$PB1_{Dyb}$	PB1-01-1	PB1-03-1	-6,00	5,12	200	$6{,}35 \times 10^{-5}$	23,2	0,0	0,0	13,0
$PB1_{Mid}$	PB1-01-2	PB1-03-2	-0,88	2,44	200	$6{,}35 \times 10^{-5}$	23,1	0,0	0,0	12,0

7.2 Atmosfærisk deposition



Figur 7.5. Månedlig atmosfærisk deposition af N opgjort for ~5,4 km × 5,4 km grid beregnet af Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet for perioden 2018-2024.

7.3 Automatiske vandprøver (ISCO) vs. punktprøver



Figur 7.6. Koncentrationer af total kvælstof (TN) og total fosfor (TP) i ugentlige, tidsproportionale ISCO-prøver (vandrette linjer, der angiver ISCO-prøvernes opsamlingsperiode) og punktprøver (punkter) i drænindløbet og i udløbet via pumpestationen (før vådlægning) og tilbageløbsklappen (efter vådlægning). Det grå felt angiver vådlægningsperioden, juni 2024).

Tabel 7.2. Parvis sammenligning af punktprøver og ISCO-prøver, hvor punktprøven er udtaget inden for ISCO-prøvens opsamlingsperiode. Angivet er antal par (n), medianer, medianen af forholdet ISCO/punktprøve, andelen af par med højere koncentration i ISCO-prøven ($f_{ISCO>Punkt}$) samt p-værdi for Wilcoxon signed-rank test, som tester, om forskellen mellem ISCO- og punktprøver er forskellig fra 0.

Lokalitet	Periode	Parameter	n	$Median_{Punkt}$ (mg L^{-1})	$Median_{ISCO}$ (mg L^{-1})	$Median_{Ratio}$	$f_{ISCO>Punkt}$	p
Indløb	Før	TN	39	1,584	1,763	1,05	0,72	**0,016**
Indløb	Før	NO_3-N	35	0,976	0,866	1,08	0,69	0,203
Indløb	Før	NH_4-N	35	0,232	0,145	0,62	0,14	**<0,001**
Indløb	Før	TP	39	0,064	0,112	1,52	0,82	**<0,001**
Indløb	Før	PP	30	0,037	0,062	2,10	0,83	**<0,001**
Indløb	Før	SRP	35	0,021	0,014	0,64	0,11	**<0,001**
Indløb	Vådlægning	TN	7	1,549	1,588	1,03	0,71	0,469
Indløb	Vådlægning	NO_3-N	8	0,732	0,789	1,12	0,63	0,578
Indløb	Vådlægning	NH_4-N	8	0,256	0,203	0,86	0,38	0,641
Indløb	Vådlægning	TP	7	0,071	0,271	3,73	1,00	**0,016**
Indløb	Vådlægning	PP	7	0,036	0,253	8,92	1,00	**0,016**
Indløb	Vådlægning	SRP	8	0,031	0,021	0,61	0,13	**0,016**
Indløb	Efter	TN	39	1,324	1,494	1,06	0,64	**0,048**
Indløb	Efter	NO_3-N	48	0,591	0,753	1,21	0,69	**0,026**
Indløb	Efter	NH_4-N	48	0,244	0,135	0,62	0,08	**<0,001**
Indløb	Efter	TP	40	0,067	0,126	1,87	0,90	**<0,001**
Indløb	Efter	PP	40	0,040	0,103	2,26	0,90	**<0,001**
Indløb	Efter	SRP	48	0,020	0,017	0,85	0,13	**<0,001**
Udløb	Før	TN	42	1,151	1,514	1,22	0,88	**<0,001**
Udløb	Før	NO_3-N	38	0,330	0,501	1,61	0,76	**0,002**
Udløb	Før	NH_4-N	38	0,436	0,433	0,94	0,47	0,948
Udløb	Før	TP	42	0,166	0,253	1,67	0,88	**<0,001**
Udløb	Før	PP	33	0,135	0,245	1,65	0,85	**<0,001**
Udløb	Før	SRP	38	0,016	0,020	1,06	0,58	0,658
Udløb	Vådlægning	TN	5	1,303	1,455	1,12	0,80	0,625
Udløb	Vådlægning	NO_3-N	6	0,365	0,733	1,85	0,83	0,313
Udløb	Vådlægning	NH_4-N	6	0,448	0,232	0,54	0,00	**0,031**
Udløb	Vådlægning	TP	5	0,234	0,382	1,41	0,80	0,125
Udløb	Vådlægning	PP	5	0,216	0,305	1,50	0,80	0,125
Udløb	Vådlægning	SRP	6	0,060	0,059	1,06	0,50	1,000
Udløb	Efter	TN	26	4,511	4,671	1,04	0,58	0,280
Udløb	Efter	NO_3-N	32	0,303	0,657	1,29	0,69	**0,004**
Udløb	Efter	NH_4-N	31	0,616	0,603	0,84	0,48	0,505
Udløb	Efter	TP	27	0,155	0,189	0,95	0,44	0,829
Udløb	Efter	PP	27	0,082	0,123	1,25	0,63	0,343
Udløb	Efter	SRP	32	0,030	0,032	1,02	0,50	0,914

7.4 Månedlige vandbalancer

Tabel 7.3. Månedlig vandbalance for projektarealet Vosborg Enge (89 ha) opdelt i tilførsel fra drænindløb, nedbør, grundvand og indpumpning fra godsets voldgrav. Udløbene er ligeledes opdelt i overfladisk udløb via pumpen (før vådlægning) og tilbageløbsklappen (efter vådlægning), evapotranspiration (ET) samt grundvandsudløb. De grå-skraverede rækker angiver opfyldningsfasen, som ikke er inkluderet i de årlige opgørelser.

	Indløb				Udløb		
L s^{-1}	Drænindløb	Nedbør	Grund-vand	Voldgrav	Pumpe/tilbageløbs-klap	ET	Grundvand
jun-2021	0,63	13,87	59,79		36,90	37,39	
jul-2021	0,35	16,58	39,67		20,85	35,75	
aug-2021	0,73	35,49	18,16		27,57	26,82	

Tabel 7.3. Månedlig vandbalance for projektarealet Vosborg Enge (89 ha) opdelt i tilførsel fra drænindløb, nedbør, grundvand og indpumpning fra godsets voldgrav. Udløbene er ligeledes opdelt i overfladisk udløb via pumpen (før vådlægning) og tilbageløbsklappen (efter vådlægning), evapotranspiration (ET) samt grundvandsudløb. De grå-skraverede rækker angiver opfyldningsfasen, som ikke er inkluderet i de årlige opgørelser.

	Indløb				Udløb		
L s^{-1}	**Drænindløb**	**Nedbør**	**Grund-vand**	**Voldgrav**	**Pumpe/tilbageløbs-klap**	**ET**	**Grundvand**
sep-2021	1,64	34,85	13,59		33,94	16,14	
okt-2021	3,13	49,14	38,31		82,44	8,14	
nov-2021	3,38	27,70	37,64		65,77	2,95	
dec-2021	3,06	32,05	45,65		79,08	1,69	
jan-2022	3,02	22,96	47,84		71,37	2,46	
feb-2022	3,49	45,07	49,15		92,01	5,70	
mar-2022	2,20	1,75	72,63		60,17	16,42	
apr-2022	2,24	9,82	54,14		40,83	25,37	
maj-2022	0,75	13,15	44,69		26,65	31,93	
jun-2022	0,48	14,69	48,10		28,86	34,41	
jul-2022	0,32	21,70	34,23		21,26	34,99	
aug-2022	0,64	14,75	41,00		23,51	32,90	
sep-2022	1,58	25,18	23,38		30,84	19,30	
okt-2022	2,43	32,01	21,10		46,54	9,01	
nov-2022	3,10	30,99	20,32		51,57	2,85	
dec-2022	2,69	36,37	22,48		60,01	1,53	
jan-2023	4,28	48,75	76,33		126,86	2,49	
feb-2023	2,97	17,70	49,35		63,69	6,33	
mar-2023	3,44	32,61	53,65		79,71	10,00	
apr-2023	2,10	13,07	60,20		50,58	24,79	
maj-2023	0,99	3,49	62,46		32,91	34,03	
jun-2023	0,44	8,59	56,13		20,93	44,23	
jul-2023	0,64	47,23	9,80		24,21	33,46	
aug-2023	0,97	20,12	33,82		29,52	25,39	
sep-2023	2,02	34,82	27,21		44,03	20,02	
okt-2023	3,31	51,75	33,76		82,13	6,68	
nov-2023	3,99	47,67	38,71		87,83	2,54	
dec-2023	3,37	44,79	38,36		85,16	1,36	
jan-2024	4,59	22,95	61,47		86,65	2,36	
feb-2024	5,22	35,84	70,57		107,36	4,26	
mar-2024	3,04	14,50	64,16		72,59	9,10	
apr-2024	4,33	33,75	36,81		56,46	18,44	
maj-2024	1,80	15,16	36,89		18,33	35,52	
jun-2024	2,85	38,82	76,38		83,07	34,99	
jul-2024	2,04	25,89	22,54	5,00	0,00	36,74	0,00
aug-2024	2,73	49,88	6,05	5,00	0,08	34,27	0,00
sep-2024	1,99	28,67	0,00	5,00	1,84	23,53	31,99
okt-2024	2,33	19,42	0,00	5,00	0,24	10,68	20,76
nov-2024	2,65	2,07	0,00	5,00	0,59	5,73	1,63
dec-2024	4,07	21,72	10,07	5,00	2,83	4,78	0,00
jan-2025	4,00	16,32	9,49	5,00	9,72	2,37	0,00
feb-2025	2,41	3,48	0,00	5,00	28,84	4,69	22,84
mar-2025	1,85	6,23	0,00	5,00	9,31	16,45	18,13
apr-2025	1,36	4,89	6,13	5,00	5,99	27,85	0,00
maj-2025	0,84	11,04	32,59	5,00	10,17	39,47	0,00
jun-2025	0,86	18,40	20,59	10,31	10,70	41,44	0,00
jul-2025	0,54	31,55	14,88	10,49	6,38	37,34	0,00
aug-2025	1,18	18,27	14,10	10,49	20,80	31,49	0,00
sep-2025	1,37	35,70	1,97	8,53	23,32	21,51	0,00
okt-2025	2,12	47,40	11,68	7,32	23,34	11,19	0,00
nov-2025	3,27	25,30	24,29	8,66	54,80	2,63	0,00
dec-2025	2,92	17,72	16,48	8,11	65,47	0,46	0,00

7.5 Månedlige stofbalancer

Tabel 7.4. Månedlig stofbalance for total kvælstof (TN) for projektarealet Vosborg Enge (89 ha) opdelt i tilførsel fra drænindløb, nedbør, grundvand og indpumpning fra godsets voldgrav. Udløbene er ligeledes opdelt i overfladisk udløb via pumpen (før vådlægning) og tilbageløbsklappen (efter vådlægning) samt grundvandsudløb. De grå-skraverede rækker angiver opfyldningsfasen, som ikke er inkluderet i de årlige opgørelser.

kg dag^{-1}	Indløb				Udløb	
	Drænindløb	Atmosfærisk deposition	Grundvand	Voldgrav	Pumpe/tilbageløbsklap	Grundvand
jun-2021	0,06	4,12	3,68		5,52	
jul-2021	0,03	4,30	2,44		2,78	
aug-2021	0,12	2,40	1,12		3,39	
sep-2021	0,19	3,04	0,84		4,32	
okt-2021	0,72	2,82	2,36		20,14	
nov-2021	0,67	1,47	2,32		11,76	
dec-2021	0,58	1,04	2,81		12,90	
jan-2022	0,50	0,96	2,95		11,89	
feb-2022	0,66	1,13	3,03		23,65	
mar-2022	0,27	1,27	4,47		8,70	
apr-2022	0,25	2,47	3,48		4,24	
maj-2022	0,05	2,87	3,26		3,13	
jun-2022	0,04	3,20	3,45		3,12	
jul-2022	0,04	2,16	2,42		2,55	
aug-2022	0,10	2,58	2,90		3,34	
sep-2022	0,21	2,71	1,63		4,00	
okt-2022	0,33	2,49	1,33		5,77	
nov-2022	0,75	2,53	1,11		14,28	
dec-2022	0,69	1,21	1,26		20,29	
jan-2023	0,91	1,15	4,41		44,94	
feb-2023	0,43	0,89	2,91		12,53	
mar-2023	0,60	2,54	3,20		13,39	
apr-2023	0,30	4,71	3,54		5,72	
maj-2023	0,10	2,67	3,62		3,52	
jun-2023	0,04	2,23	3,26		2,44	
jul-2023	0,08	3,76	0,63		3,36	
aug-2023	0,11	3,62	2,41		2,44	
sep-2023	0,46	2,71	2,04		7,27	
okt-2023	0,72	2,66	2,25		12,95	
nov-2023	0,76	1,41	2,05		19,01	
dec-2023	0,67	1,29	1,64		16,42	
jan-2024	0,74	0,91	2,81		17,01	
feb-2024	0,71	1,58	3,52		20,45	
mar-2024	0,36	2,30	3,44		7,84	
apr-2024	0,72	7,92	2,16		8,37	
maj-2024	0,21	3,38	2,26		2,00	
jun-2024	0,64	3,50	5,06		10,10	
jul-2024	0,40	4,10	2,25	2,27	0,00	0,00
aug-2024	0,52	3,54	0,72	2,27	0,02	0,00
sep-2024	0,36	2,32	0,00	2,27	0,54	3,84
okt-2024	0,43	1,90	0,00	2,27	0,09	2,65
nov-2024	0,50	1,16	0,00	2,27	0,26	0,15
dec-2024	0,95	1,34	1,51	2,27	1,34	0,00
jan-2025	0,75	1,17	1,47	2,27	5,06	0,00
feb-2025	0,34	1,43	0,00	2,27	15,57	3,70
mar-2025	0,24	2,00	0,00	2,27	5,43	2,96
apr-2025	0,13	4,88	0,97	2,27	3,69	0,00
maj-2025	0,06	3,44	5,06	2,27	6,80	0,00
jun-2025	0,08	3,29	3,20	4,69	6,69	0,00
jul-2025	0,04	3,32	2,31	4,77	3,70	0,00
aug-2025	0,14	3,43	2,18	4,77	17,87	0,00
sep-2025	0,20	2,76	0,30	4,51	20,80	0,00
okt-2025	0,38	2,63	1,79	4,32	17,08	0,00
nov-2025	0,58	2,10	3,68	4,10	24,35	0,00
dec-2025	0,50	1,55	2,51	3,43	22,34	0,00

Tabel 7.5. Månedlig stofbalance for nitrat-N (NO_3-N) for projektarealet Vosborg Enge (89 ha) opdelt i tilførsel fra drænindløb, nedbør, grundvand og indpumpning fra godsets voldgrav. Udløbene er ligeledes opdelt i overfladisk udløb via pumpen (før vådlægning) og tilbageløbsklappen (efter vådlægning) samt grundvandsudløb. De grå-skraverede rækker angiver opfyldningsfasen, som ikke er inkluderet i de årlige opgørelser.

kg dag^{-1}	Indløb				Udløb	
	Drænindløb	Atmosfærisk deposition	Grundvand	Voldgrav	Pumpe/tilbageløbsklap	Grundvand
jun-2021	0,04	1,61	0,48		1,11	
jul-2021	0,02	1,78	0,32		0,60	
aug-2021	0,09	1,03	0,15		1,03	
sep-2021	0,12	1,01	0,11		1,30	
okt-2021	0,54	0,98	0,31		9,78	
nov-2021	0,44	0,56	0,30		3,66	
dec-2021	0,41	0,44	0,37		4,98	
jan-2022	0,36	0,48	0,38		4,21	
feb-2022	0,45	0,51	0,40		6,68	
mar-2022	0,15	0,45	0,58		2,52	
apr-2022	0,10	0,38	0,42		0,92	
maj-2022	0,02	0,71	0,27		0,58	
jun-2022	0,01	1,25	0,25		1,11	
jul-2022	0,02	0,88	0,15		1,16	
aug-2022	0,05	0,86	0,15		1,90	
sep-2022	0,12	0,87	0,10		2,71	
okt-2022	0,22	0,93	0,11		4,50	
nov-2022	0,44	1,02	0,12		10,14	
dec-2022	0,39	0,56	0,15		12,62	
jan-2023	0,51	0,55	0,58		25,24	
feb-2023	0,25	0,42	0,41		5,76	
mar-2023	0,25	0,90	0,40		5,65	
apr-2023	0,12	0,69	0,31		1,68	
maj-2023	0,03	0,67	0,17		0,81	
jun-2023	0,01	1,09	0,09		0,85	
jul-2023	0,03	1,85	0,07		1,30	
aug-2023	0,05	1,66	0,52		0,68	
sep-2023	0,31	0,97	0,57		4,96	
okt-2023	0,54	1,12	0,63		8,73	
nov-2023	0,51	0,52	0,48		12,67	
dec-2023	0,39	0,59	0,29		10,53	
jan-2024	0,50	0,48	0,47		10,46	
feb-2024	0,47	0,77	0,59		12,20	
mar-2024	0,21	0,68	0,58		3,56	
apr-2024	0,36	1,34	0,36		4,34	
maj-2024	0,10	1,17	0,33		1,04	
jun-2024	0,39	1,75	0,59		6,36	
jul-2024	0,24	1,92	0,03	0,08	0,00	0,00
aug-2024	0,29	1,78	0,01	0,08	0,00	0,00
sep-2024	0,25	0,80	0,00	0,08	0,08	0,05
okt-2024	0,31	0,70	0,00	0,08	0,01	0,04
nov-2024	0,38	0,50	0,00	0,08	0,03	0,00
dec-2024	0,67	0,66	0,02	0,08	0,17	0,00
jan-2025	0,48	0,55	0,02	0,08	0,69	0,00
feb-2025	0,19	0,66	0,00	0,08	2,17	0,04
mar-2025	0,11	0,69	0,00	0,08	0,79	0,03
apr-2025	0,06	0,73	0,01	0,08	0,54	0,00
maj-2025	0,02	0,88	0,05	0,08	0,40	0,00
jun-2025	0,04	1,30	0,02	0,17	0,90	0,00
jul-2025	0,02	1,33	0,01	0,17	0,85	0,00
aug-2025	0,08	1,40	0,03	0,17	6,48	0,00
sep-2025	0,12	0,93	0,01	0,22	1,98	0,00
okt-2025	0,21	0,95	0,06	0,21	1,65	0,00
nov-2025	0,34	0,78	0,19	0,09	4,80	0,00
dec-2025	0,28	0,66	0,12	0,09	8,15	0,00

Tabel 7.6. Månedlig stofbalance for ammonium-N (NH_4-N) for projektarealet Vosborg Enge (89 ha) opdelt i tilførsel fra drænindløb, nedbør, grundvand og indpumpning fra godsets voldgrav. Udløbene er ligeledes opdelt i overfladisk udløb via pumpen (før vådlægning) og tilbageløbsklappen (efter vådlægning) samt grundvandsudløb. De grå-skraverede rækker angiver opfyldningsfasen, som ikke er inkluderet i de årlige opgørelser.

kg dag^{-1}	Indløb				Udløb	
	Drænindløb	Atmosfærisk deposition	Grundvand	Voldgrav	Pumpe/tilbageløbsklap	Grundvand
jun-2021	0,00	2,51	2,29		2,81	
jul-2021	0,00	2,53	1,52		1,23	
aug-2021	0,00	1,37	0,70		1,28	
sep-2021	0,01	2,03	0,52		1,73	
okt-2021	0,02	1,83	1,47		3,26	
nov-2021	0,04	0,91	1,44		3,66	
dec-2021	0,04	0,60	1,75		5,90	
jan-2022	0,04	0,48	1,83		6,42	
feb-2022	0,13	0,62	1,88		4,19	
mar-2022	0,06	0,82	2,78		3,36	
apr-2022	0,04	2,09	2,24		1,90	
maj-2022	0,01	2,16	2,31		1,20	
jun-2022	0,01	1,94	2,45		1,02	
jul-2022	0,01	1,27	1,72		0,66	
aug-2022	0,01	1,73	2,07		0,61	
sep-2022	0,01	1,84	1,16		0,44	
okt-2022	0,01	1,56	0,92		0,23	
nov-2022	0,01	1,50	0,73		1,44	
dec-2022	0,02	0,66	0,79		2,94	
jan-2023	0,05	0,59	2,47		4,73	
feb-2023	0,04	0,47	1,53		4,11	
mar-2023	0,06	1,63	1,73		4,35	
apr-2023	0,06	4,02	2,21		1,95	
maj-2023	0,02	2,00	2,58		0,70	
jun-2023	0,01	1,14	2,50		0,58	
jul-2023	0,00	1,91	0,41		0,84	
aug-2023	0,00	1,96	1,29		0,97	
sep-2023	0,01	1,74	0,94		0,88	
okt-2023	0,03	1,54	1,09		1,66	
nov-2023	0,03	0,89	1,19		1,40	
dec-2023	0,10	0,70	1,13		1,89	
jan-2024	0,07	0,43	1,83		2,08	
feb-2024	0,09	0,82	2,12		2,29	
mar-2024	0,06	1,62	1,95		2,18	
apr-2024	0,07	6,57	1,15		0,92	
maj-2024	0,02	2,21	1,24		0,13	
jun-2024	0,06	1,75	2,96		1,00	
jul-2024	0,02	2,18	1,67	1,04	0,00	0,00
aug-2024	0,01	1,76	0,57	1,04	0,00	0,00
sep-2024	0,01	1,52	0,00	1,04	0,11	3,05
okt-2024	0,02	1,20	0,00	1,04	0,01	2,15
nov-2024	0,02	0,66	0,00	1,04	0,03	0,13
dec-2024	0,05	0,68	1,24	1,04	0,12	0,00
jan-2025	0,05	0,61	1,21	1,04	0,38	0,00
feb-2025	0,05	0,77	0,00	1,04	1,08	3,04
mar-2025	0,04	1,32	0,00	1,04	0,30	2,49
apr-2025	0,01	4,15	0,84	1,04	0,18	0,00
maj-2025	0,01	2,56	4,50	1,04	0,42	0,00
jun-2025	0,00	1,99	2,87	2,14	0,29	0,00
jul-2025	0,00	1,99	2,09	2,18	0,28	0,00
aug-2025	0,00	2,04	1,96	2,18	1,26	0,00
sep-2025	0,01	1,83	0,26	1,94	8,69	0,00
okt-2025	0,02	1,68	1,56	2,01	7,07	0,00
nov-2025	0,03	1,32	3,15	1,85	7,44	0,00
dec-2025	0,05	0,89	2,13	1,64	3,77	0,00

Tabel 7.7. Månedlig stofbalance for total organisk N (TON) for projektarealet Vosborg Enge (89 ha) opdelt i tilførsel fra drænindløb, nedbør, grundvand og indpumpning fra godsets voldgrav. Udløbene er ligeledes opdelt i overfladisk udløb via pumpen (før vådlægning) og tilbageløbsklappen (efter vådlægning) samt grundvandsudløb. De grå-skraverede rækker angiver opfyldningsfasen, som ikke er inkluderet i de årlige opgørelser.

kg dag^{-1}	Indløb				Udløb	
	Drænindløb	Atmosfærisk deposition	Grundvand	Voldgrav	Pumpe/tilbageløbsklap	Grundvand
jun-2021	0,02		0,87		1,60	
jul-2021	0,01		0,58		0,96	
aug-2021	0,03		0,26		1,08	
sep-2021	0,07		0,20		1,29	
okt-2021	0,16		0,56		7,10	
nov-2021	0,19		0,55		4,44	
dec-2021	0,14		0,66		2,01	
jan-2022	0,10		0,69		1,26	
feb-2022	0,08		0,71		12,79	
mar-2022	0,07		1,05		2,81	
apr-2022	0,11		0,77		1,43	
maj-2022	0,02		0,60		1,34	
jun-2022	0,02		0,69		0,99	
jul-2022	0,02		0,52		0,73	
aug-2022	0,04		0,66		0,83	
sep-2022	0,07		0,37		0,86	
okt-2022	0,10		0,30		1,04	
nov-2022	0,30		0,25		2,70	
dec-2022	0,28		0,32		4,72	
jan-2023	0,36		1,35		14,97	
feb-2023	0,13		0,97		2,66	
mar-2023	0,29		1,06		3,38	
apr-2023	0,12		1,01		2,08	
maj-2023	0,05		0,85		2,01	
jun-2023	0,02		0,65		1,01	
jul-2023	0,04		0,13		1,22	
aug-2023	0,06		0,54		0,80	
sep-2023	0,13		0,48		1,43	
okt-2023	0,15		0,49		2,57	
nov-2023	0,21		0,36		4,94	
dec-2023	0,18		0,21		4,01	
jan-2024	0,17		0,48		4,47	
feb-2024	0,15		0,73		5,95	
mar-2024	0,09		0,82		2,10	
apr-2024	0,29		0,59		3,10	
maj-2024	0,10		0,63		0,83	
jun-2024	0,19		1,49		2,73	
jul-2024	0,15		0,56	1,15	0,00	0,00
aug-2024	0,22		0,15	1,15	0,01	0,00
sep-2024	0,10		0,00	1,15	0,36	0,78
okt-2024	0,11		0,00	1,15	0,06	0,50
nov-2024	0,10		0,00	1,15	0,20	0,03
dec-2024	0,23		0,26	1,15	1,05	0,00
jan-2025	0,22		0,25	1,15	3,99	0,00
feb-2025	0,10		0,00	1,15	12,33	0,63
mar-2025	0,09		0,00	1,15	4,34	0,45
apr-2025	0,06		0,12	1,15	2,97	0,00
maj-2025	0,04		0,54	1,15	5,98	0,00
jun-2025	0,04		0,32	2,38	5,50	0,00
jul-2025	0,02		0,22	2,42	2,56	0,00
aug-2025	0,06		0,20	2,42	10,14	0,00
sep-2025	0,07		0,03	2,35	10,13	0,00
okt-2025	0,15		0,17	2,10	8,36	0,00
nov-2025	0,21		0,36	2,16	12,11	0,00
dec-2025	0,17		0,27	1,70	10,42	0,00

Tabel 7.8. Månedlig stofbalance for total fosfor (TP) for projektarealet Vosborg Enge (89 ha) opdelt i tilførsel fra drænindløb, nedbør, grundvand og indpumpning fra godsets voldgrav. Udløbene er ligeledes opdelt i overfladisk udløb via pumpen (før vådlægning) og tilbageløbsklappen (efter vådlægning) samt grundvandsudløb. De grå-skraverede rækker angiver opfyldningsfasen, som ikke er inkluderet i de årlige opgørelser.

kg dag^{-1}	Indløb				Udløb	
	Drænindløb	Atmosfærisk deposition	Grundvand	Voldgrav	Pumpe/tilbageløbsklap	Grundvand
jun-2021	0,004	0,010	0,133		0,761	
jul-2021	0,002	0,010	0,088		0,551	
aug-2021	0,004	0,010	0,040		0,896	
sep-2021	0,010	0,010	0,030		1,092	
okt-2021	0,028	0,010	0,085		3,746	
nov-2021	0,024	0,010	0,084		2,612	
dec-2021	0,040	0,010	0,102		2,180	
jan-2022	0,036	0,010	0,106		2,666	
feb-2022	0,016	0,011	0,109		2,949	
mar-2022	0,029	0,010	0,162		2,333	
apr-2022	0,014	0,010	0,151		1,293	
maj-2022	0,003	0,010	0,194		0,629	
jun-2022	0,003	0,010	0,170		0,345	
jul-2022	0,018	0,010	0,099		0,149	
aug-2022	0,167	0,010	0,079		0,366	
sep-2022	0,193	0,010	0,029		0,901	
okt-2022	0,031	0,010	0,025		1,487	
nov-2022	0,085	0,010	0,023		0,806	
dec-2022	0,066	0,010	0,031		0,855	
jan-2023	0,024	0,010	0,145		1,679	
feb-2023	0,024	0,011	0,108		1,135	
mar-2023	0,244	0,010	0,127		1,512	
apr-2023	0,035	0,010	0,137		1,519	
maj-2023	0,011	0,010	0,136		1,241	
jun-2023	0,007	0,010	0,117		0,599	
jul-2023	0,016	0,010	0,018		0,375	
aug-2023	0,041	0,010	0,055		0,441	
sep-2023	0,052	0,010	0,041		0,474	
okt-2023	0,048	0,010	0,060		1,164	
nov-2023	0,042	0,010	0,088		1,262	
dec-2023	0,085	0,010	0,101		3,085	
jan-2024	0,039	0,010	0,152		3,338	
feb-2024	0,056	0,010	0,161		1,935	
mar-2024	0,063	0,010	0,135		2,765	
apr-2024	0,104	0,010	0,072		2,071	
maj-2024	0,097	0,010	0,093		1,087	
jun-2024	0,123	0,010	0,279		5,699	
jul-2024	0,070	0,010	0,053	0,194	0,000	0,000
aug-2024	0,147	0,010	0,012	0,194	0,001	0,000
sep-2024	0,019	0,010	0,000	0,194	0,035	0,064
okt-2024	0,020	0,010	0,000	0,194	0,005	0,038
nov-2024	0,027	0,010	0,002	0,194	0,013	0,000
dec-2024	0,036	0,010	0,030	0,194	0,071	0,000
jan-2025	0,031	0,010	0,033	0,194	0,273	0,000
feb-2025	0,016	0,011	0,000	0,194	0,846	0,092
mar-2025	0,011	0,010	0,000	0,194	0,299	0,078
apr-2025	0,009	0,010	0,032	0,194	0,213	0,000
maj-2025	0,007	0,010	0,183	0,194	0,304	0,000
jun-2025	0,007	0,010	0,101	0,401	0,262	0,000
jul-2025	0,005	0,010	0,063	0,408	0,165	0,000
aug-2025	0,012	0,010	0,061	0,408	0,405	0,000
sep-2025	0,012	0,010	0,011	0,377	0,313	0,000
okt-2025	0,029	0,010	0,061	0,258	0,420	0,000
nov-2025	0,024	0,010	0,145	0,340	0,739	0,000
dec-2025	0,017	0,010	0,094	0,360	0,455	0,000

Tabel 7.9. Månedlig stofbalance for opløst reaktivt fosfor (SRP) for projektarealet Vosborg Enge (89 ha) opdelt i tilførsel fra drænindløb, nedbør, grundvand og indpumpning fra godsets voldgrav. Udløbene er ligeledes opdelt i overfladisk udløb via pumpen (før vådlægning) og tilbageløbsklappen (efter vådlægning) samt grundvandsudløb. De grå-skraverede rækker angiver opfyldningsfasen, som ikke er inkluderet i de årlige opgørelser.

kg dag^{-1}	Indløb				Udløb	
	Drænindløb	Atmosfærisk deposition	Grundvand	Voldgrav	Pumpe/tilbageløbsklap	Grundvand
jun-2021	0,000	0,010	0,100		0,032	
jul-2021	0,000	0,010	0,067		0,014	
aug-2021	0,001	0,010	0,030		0,027	
sep-2021	0,002	0,010	0,023		0,037	
okt-2021	0,007	0,010	0,064		0,270	
nov-2021	0,004	0,010	0,063		0,141	
dec-2021	0,003	0,010	0,077		0,115	
jan-2022	0,003	0,010	0,080		0,073	
feb-2022	0,006	0,011	0,082		0,209	
mar-2022	0,004	0,010	0,122		0,086	
apr-2022	0,003	0,010	0,085		0,033	
maj-2022	0,000	0,010	0,057		0,007	
jun-2022	0,000	0,010	0,067		0,016	
jul-2022	0,002	0,010	0,051		0,010	
aug-2022	0,021	0,010	0,061		0,035	
sep-2022	0,025	0,010	0,026		0,114	
okt-2022	0,004	0,010	0,021		0,232	
nov-2022	0,003	0,010	0,017		0,134	
dec-2022	0,003	0,010	0,023		0,132	
jan-2023	0,007	0,010	0,111		0,462	
feb-2023	0,005	0,011	0,084		0,211	
mar-2023	0,018	0,010	0,097		0,197	
apr-2023	0,008	0,010	0,103		0,108	
maj-2023	0,001	0,010	0,100		0,028	
jun-2023	0,000	0,010	0,085		0,013	
jul-2023	0,000	0,010	0,014		0,036	
aug-2023	0,001	0,010	0,047		0,049	
sep-2023	0,002	0,010	0,038		0,079	
okt-2023	0,004	0,010	0,056		0,192	
nov-2023	0,006	0,010	0,079		0,308	
dec-2023	0,003	0,010	0,089		0,328	
jan-2024	0,006	0,010	0,136		0,393	
feb-2024	0,010	0,010	0,147		0,515	
mar-2024	0,006	0,010	0,126		0,422	
apr-2024	0,012	0,010	0,069		0,302	
maj-2024	0,002	0,010	0,087		0,045	
jun-2024	0,004	0,010	0,253		0,115	
jul-2024	0,002	0,010	0,047	0,151	0,000	0,000
aug-2024	0,003	0,010	0,012	0,151	0,000	0,000
sep-2024	0,002	0,010	0,000	0,151	0,011	0,062
okt-2024	0,004	0,010	0,000	0,151	0,001	0,039
nov-2024	0,004	0,010	0,001	0,151	0,003	0,000
dec-2024	0,006	0,010	0,029	0,151	0,015	0,000
jan-2025	0,007	0,010	0,031	0,151	0,051	0,000
feb-2025	0,004	0,011	0,000	0,151	0,148	0,085
mar-2025	0,004	0,010	0,000	0,151	0,045	0,076
apr-2025	0,003	0,010	0,031	0,151	0,027	0,000
maj-2025	0,001	0,010	0,178	0,151	0,046	0,000
jun-2025	0,001	0,010	0,096	0,312	0,044	0,000
jul-2025	0,001	0,010	0,059	0,317	0,037	0,000
aug-2025	0,001	0,010	0,057	0,317	0,064	0,000
sep-2025	0,001	0,010	0,011	0,281	0,062	0,000
okt-2025	0,003	0,010	0,059	0,211	0,078	0,000
nov-2025	0,006	0,010	0,143	0,291	0,240	0,000
dec-2025	0,002	0,010	0,093	0,271	0,058	0,000

Tabel 7.10. Månedlig stofbalance for partikulært fosfor (PP) for projektarealet Vosborg Enge (89 ha) opdelt i tilførsel fra drænindløb, nedbør, grundvand og indpumpning fra godsets voldgrav. Udløbene er ligeledes opdelt i overfladisk udløb via pumpen (før vådlægning) og tilbageløbsklappen (efter vådlægning) samt grundvandsudløb. De grå-skraverede rækker angiver opfyldningsfasen, som ikke er inkluderet i de årlige opgørelser.

kg dag^{-1}	Indløb				Udløb	
	Drænindløb	Atmosfærisk deposition	Grundvand	Voldgrav	Pumpe/tilbageløbsklap	Grundvand
jun-2021	0,003				0,725	
jul-2021	0,002				0,538	
aug-2021	0,003				0,865	
sep-2021	0,008				1,044	
okt-2021	0,019				3,387	
nov-2021	0,016				2,445	
dec-2021	0,035				2,014	
jan-2022	0,031				2,557	
feb-2022	0,008				2,706	
mar-2022	0,004				2,241	
apr-2022	0,010				1,246	
maj-2022	0,002				0,605	
jun-2022	0,002				0,310	
jul-2022	0,013				0,131	
aug-2022	0,120				0,317	
sep-2022	0,142				0,763	
okt-2022	0,024				1,238	
nov-2022	0,080				0,671	
dec-2022	0,062				0,702	
jan-2023	0,010				0,976	
feb-2023	0,018				0,877	
mar-2023	0,209				1,269	
apr-2023	0,015				1,289	
maj-2023	0,006				1,088	
jun-2023	0,006				0,566	
jul-2023	0,015				0,336	
aug-2023	0,040				0,392	
sep-2023	0,049				0,395	
okt-2023	0,042				0,941	
nov-2023	0,032				0,902	
dec-2023	0,078				2,687	
jan-2024	0,029				2,885	
feb-2024	0,041				1,323	
mar-2024	0,055				2,338	
apr-2024	0,087				1,716	
maj-2024	0,094				1,039	
jun-2024	0,116				5,584	
jul-2024	0,065			0,032	0,000	
aug-2024	0,143			0,032	0,001	
sep-2024	0,016			0,032	0,021	
okt-2024	0,014			0,032	0,003	
nov-2024	0,021			0,032	0,008	
dec-2024	0,028			0,032	0,043	
jan-2025	0,022			0,032	0,171	
feb-2025	0,010			0,032	0,538	
mar-2025	0,007			0,032	0,195	
apr-2025	0,006			0,032	0,146	
maj-2025	0,005			0,032	0,180	
jun-2025	0,006			0,066	0,150	
jul-2025	0,004			0,067	0,093	
aug-2025	0,010			0,067	0,241	
sep-2025	0,010			0,076	0,169	
okt-2025	0,024			0,036	0,272	
nov-2025	0,016			0,038	0,379	
dec-2025	0,011			0,067	0,326	

Tabel 7.11. Månedlig stofbalance for opløst ikke-reaktivt fosfor (SNRP) for projektarealet Vosborg Enge (89 ha) opdelt i tilførsel fra drænindløb, nedbør, grundvand og indpumpning fra godsets voldgrav. Udløbene er ligeledes opdelt i overfladisk udløb via pumpen (før vådlægning) og tilbageløbsklappen (efter vådlægning) samt grundvandsudløb. De grå-skraverede rækker angiver opfyldningsfasen, som ikke er inkluderet i de årlige opgørelser.

kg dag^{-1}	Indløb				Udløb	
	Drænindløb	Atmosfærisk deposition	Grundvand	Voldgrav	Pumpe/tilbageløbsklap	Grundvand
jun-2021	0,000		0,033		0,005	
jul-2021	0,000		0,022		0,000	
aug-2021	0,000		0,010		0,004	
sep-2021	0,001		0,007		0,011	
okt-2021	0,002		0,021		0,088	
nov-2021	0,003		0,021		0,025	
dec-2021	0,003		0,025		0,051	
jan-2022	0,003		0,026		0,035	
feb-2022	0,002		0,027		0,033	
mar-2022	0,022		0,040		0,005	
apr-2022	0,001		0,066		0,014	
maj-2022	0,001		0,137		0,017	
jun-2022	0,001		0,103		0,019	
jul-2022	0,003		0,049		0,007	
aug-2022	0,026		0,018		0,015	
sep-2022	0,026		0,003		0,024	
okt-2022	0,003		0,004		0,017	
nov-2022	0,001		0,006		0,000	
dec-2022	0,001		0,008		0,021	
jan-2023	0,006		0,034		0,241	
feb-2023	0,002		0,024		0,047	
mar-2023	0,017		0,029		0,046	
apr-2023	0,011		0,034		0,122	
maj-2023	0,004		0,036		0,125	
jun-2023	0,000		0,032		0,021	
jul-2023	0,001		0,004		0,003	
aug-2023	0,000		0,008		0,000	
sep-2023	0,001		0,003		0,000	
okt-2023	0,002		0,004		0,031	
nov-2023	0,004		0,009		0,051	
dec-2023	0,004		0,012		0,070	
jan-2024	0,003		0,016		0,060	
feb-2024	0,005		0,014		0,097	
mar-2024	0,002		0,009		0,005	
apr-2024	0,006		0,003		0,053	
maj-2024	0,001		0,006		0,003	
jun-2024	0,003		0,026		0,000	
jul-2024	0,003		0,007	0,011	0,000	0,000
aug-2024	0,001		0,002	0,011	0,000	0,000
sep-2024	0,001		0,000	0,011	0,004	0,009
okt-2024	0,002		0,000	0,011	0,001	0,006
nov-2024	0,002		0,000	0,011	0,002	0,000
dec-2024	0,002		0,003	0,011	0,013	0,000
jan-2025	0,002		0,003	0,011	0,051	0,000
feb-2025	0,001		0,000	0,011	0,161	0,008
mar-2025	0,000		0,000	0,011	0,058	0,005
apr-2025	0,000		0,002	0,011	0,040	0,000
maj-2025	0,000		0,010	0,011	0,078	0,000
jun-2025	0,000		0,008	0,023	0,068	0,000
jul-2025	0,000		0,006	0,024	0,035	0,000
aug-2025	0,001		0,006	0,024	0,099	0,000
sep-2025	0,001		0,001	0,020	0,082	0,000
okt-2025	0,002		0,004	0,012	0,070	0,000
nov-2025	0,002		0,006	0,011	0,120	0,000
dec-2025	0,004		0,004	0,022	0,072	0,000

Tabel 7.12. Månedlig stofbalance for total organisk kulstof (TOC) for projektarealet Vosborg Enge (89 ha) opdelt i tilførsel fra drænindløb, nedbør, grundvand og indpumpning fra godsets voldgrav. Udløbene er ligeledes opdelt i overfladisk udløb via pumpen (før vådlægning) og tilbageløbsklappen (efter vådlægning) samt grundvandsudløb. De grå-skraverede rækker angiver opfyldningsfasen, som ikke er inkluderet i de årlige opgørelser.

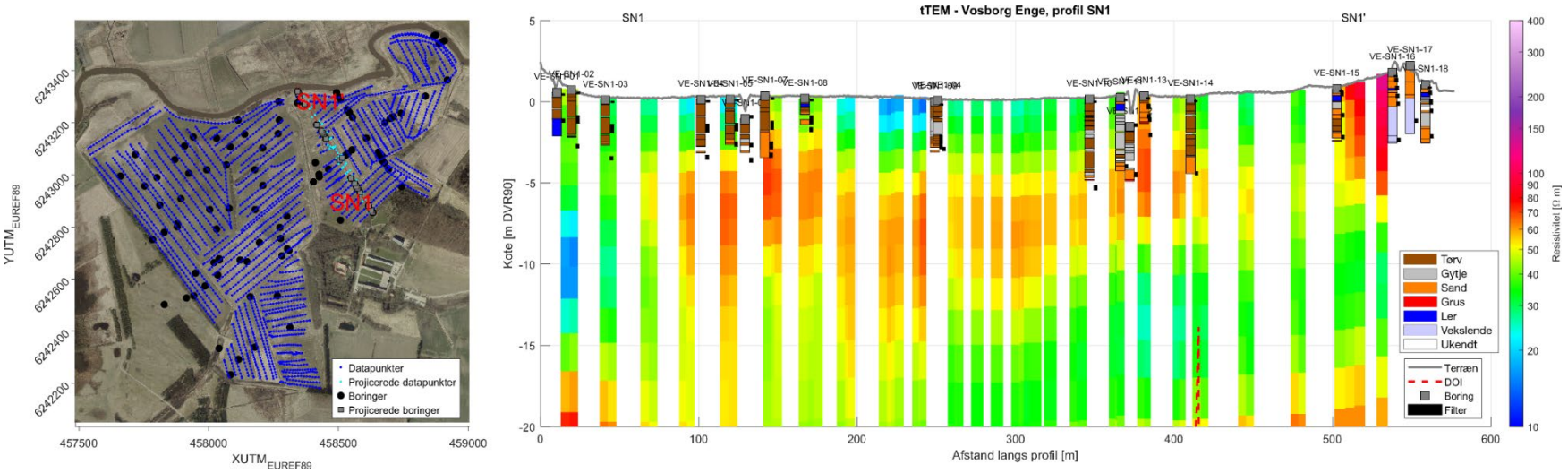
kg dag^{-1}	Indløb				Udløb	
	Drænindløb	Atmosfærisk deposition	Grundvand	Voldgrav	Pumpe/tilbageløbsklap	Grundvand
jun-2021	0,5		19,3		20,3	
jul-2021	0,3		12,8		11,8	
aug-2021	0,5		5,9		12,8	
sep-2021	1,2		4,4		20,6	
okt-2021	3,5		12,4		113,6	
nov-2021	5,1		12,2		134,1	
dec-2021	2,9		14,7		62,7	
jan-2022	2,7		15,4		49,0	
feb-2022	3,4		15,9		92,0	
mar-2022	1,8		23,5		45,2	
apr-2022	1,8		17,5		23,9	
maj-2022	0,5		14,5		14,4	
jun-2022	0,3		15,7		13,3	
jul-2022	0,3		11,3		9,2	
aug-2022	1,0		13,8		9,8	
sep-2022	1,9		7,7		14,9	
okt-2022	2,1		6,6		25,5	
nov-2022	5,4		5,8		46,1	
dec-2022	4,1		6,5		51,1	
jan-2023	6,5		23,0		225,3	
feb-2023	3,4		15,2		68,7	
mar-2023	6,8		16,7		69,8	
apr-2023	2,4		18,9		37,1	
maj-2023	0,7		19,8		23,1	
jun-2023	0,3		18,0		11,7	
jul-2023	0,5		3,2		12,0	
aug-2023	1,1		10,9		15,1	
sep-2023	2,5		8,9		32,9	
okt-2023	1,7		11,5		30,9	
nov-2023	4,7		14,0		96,1	
dec-2023	3,8		14,4		90,0	
jan-2024	4,7		22,2		99,0	
feb-2024	6,1		24,3		121,8	
mar-2024	3,1		21,2		70,1	
apr-2024	5,8		11,5		64,0	
maj-2024	2,1		11,3		17,6	
jun-2024	3,4		22,7		62,5	
jul-2024	2,2		8,4	22,1	0,0	0,0
aug-2024	4,0		2,4	22,1	0,1	0,0
sep-2024	2,0		0,0	22,1	4,7	13,0
okt-2024	2,2		0,0	22,1	0,8	8,7
nov-2024	2,5		0,0	22,1	2,3	0,7
dec-2024	4,3		4,3	22,1	13,6	0,0
jan-2025	4,1		4,1	22,1	55,8	0,0
feb-2025	2,2		0,0	22,1	177,0	10,0
mar-2025	1,5		0,0	22,1	65,3	6,7
apr-2025	1,1		2,1	22,1	46,4	0,0
maj-2025	0,6		10,9	22,1	83,0	0,0
jun-2025	0,7		6,8	45,6	85,8	0,0
jul-2025	0,4		4,9	46,5	40,9	0,0
aug-2025	1,1		5,1	46,5	158,5	0,0
sep-2025	1,3		0,9	45,0	147,4	0,0
okt-2025	2,6		4,9	41,4	125,5	0,0
nov-2025	4,1		11,5	38,0	187,4	0,0
dec-2025	3,4		7,7	33,0	176,9	0,0

7.6 Boringer og instrumentering

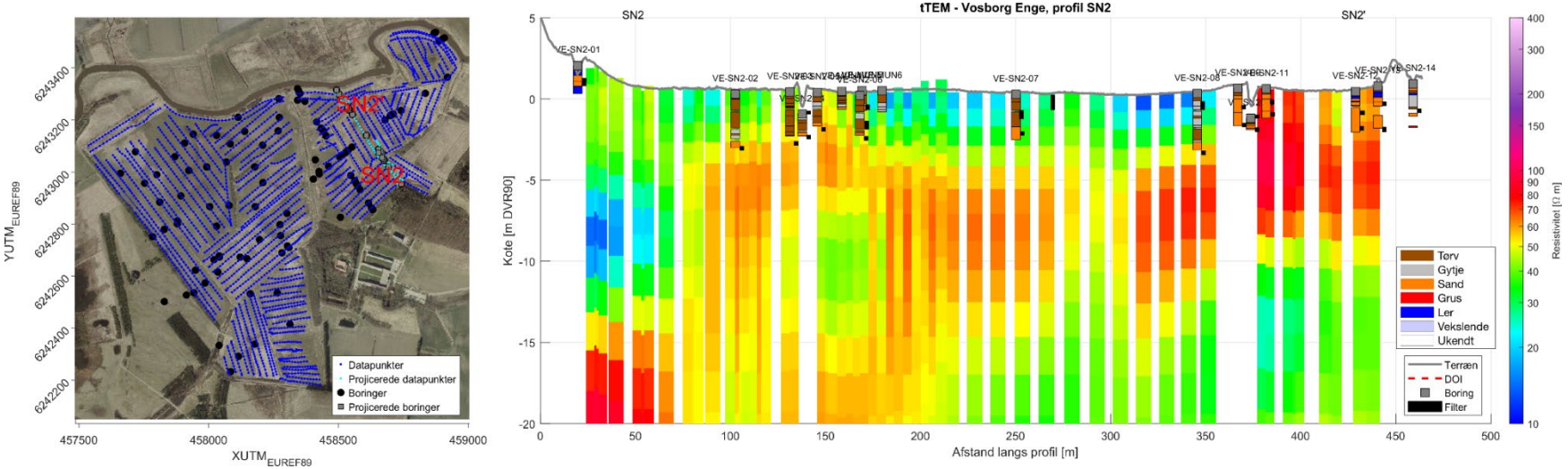


Figur 7.7. Boringer udført i Vosborg Enge og placering af vandstandsloggere, nedbørsmåler, flowmålere og automatiske vandprøvetagere (ISCO).

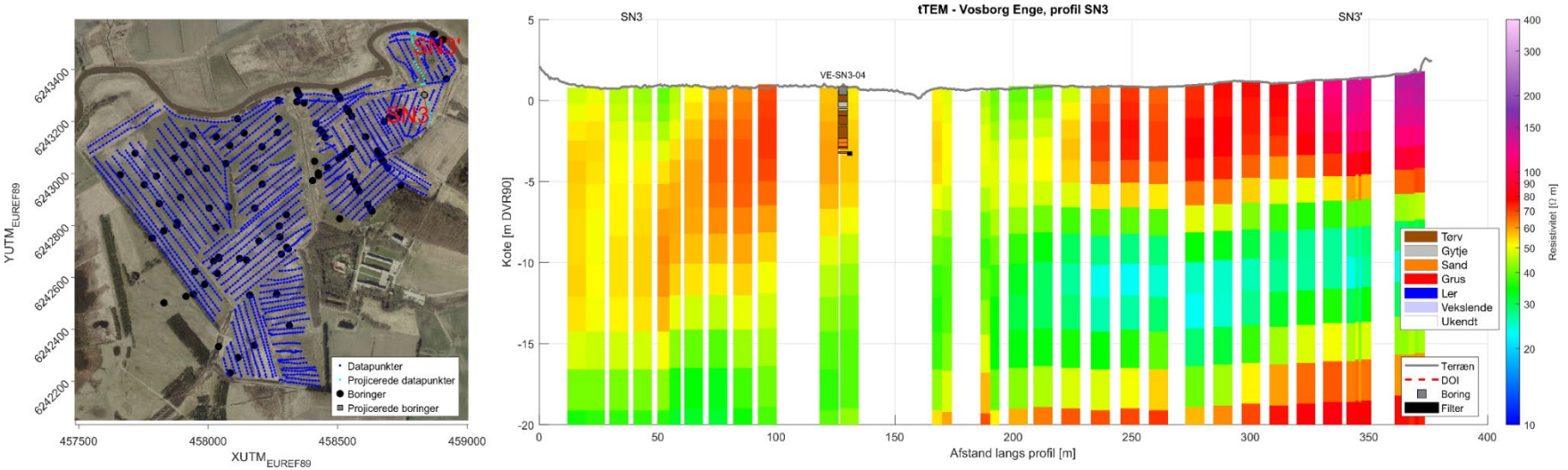
7.7 Tværsnitsprofiler gennem projektarealet



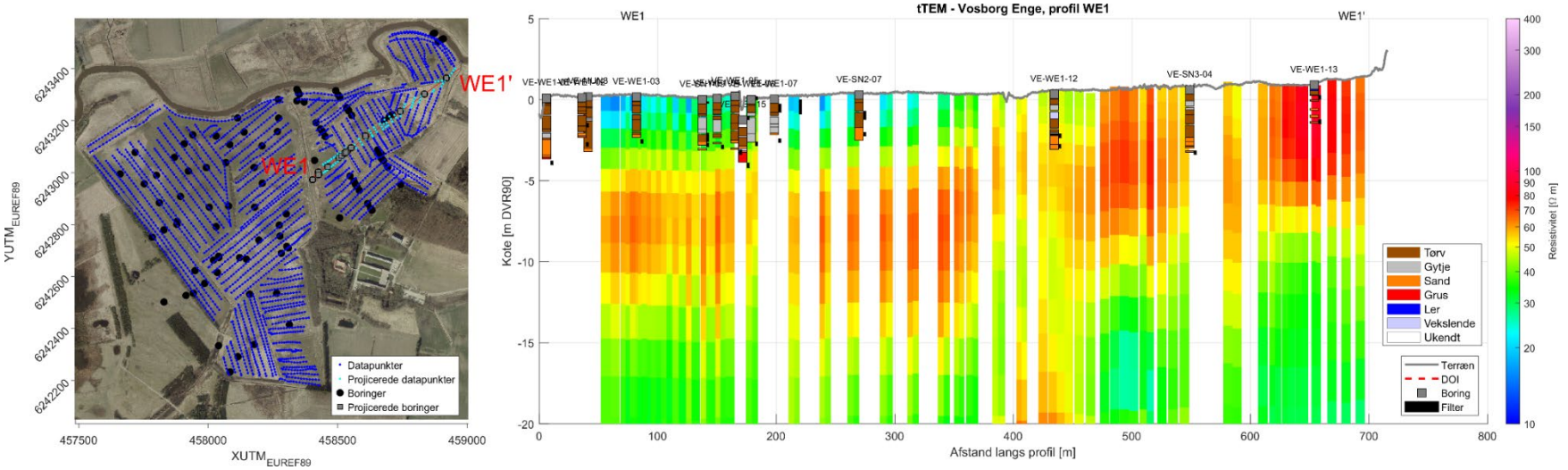
Figur 7.8. Tværsnit gennem projektarealets østlige halvdel langs transektet af boringer SN1-SN1'. Profilet viser elektriske resistiviteter målt med tTEM og lithologiske beskrivelser fra de udførte boringer.



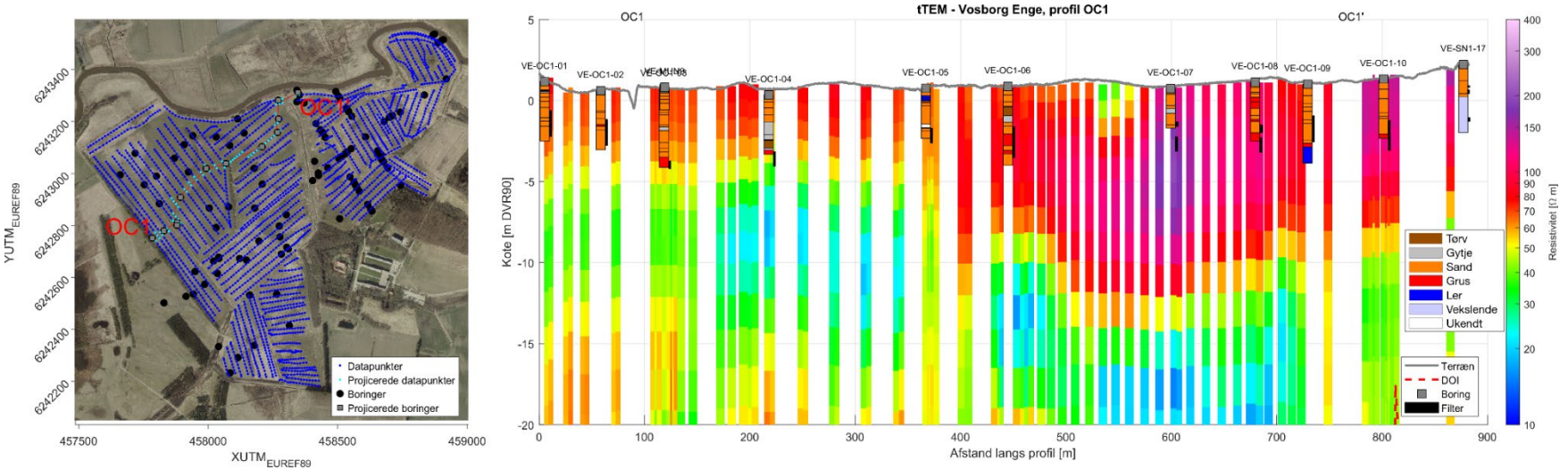
Figur 7.9. Tværsnit gennem projektarealets østlige halvdel langs transektet af boringer SN2-SN2'. Profilet viser elektriske resistiviteter målt med tTEM og lithologiske beskrivelser fra de udførte boringer.



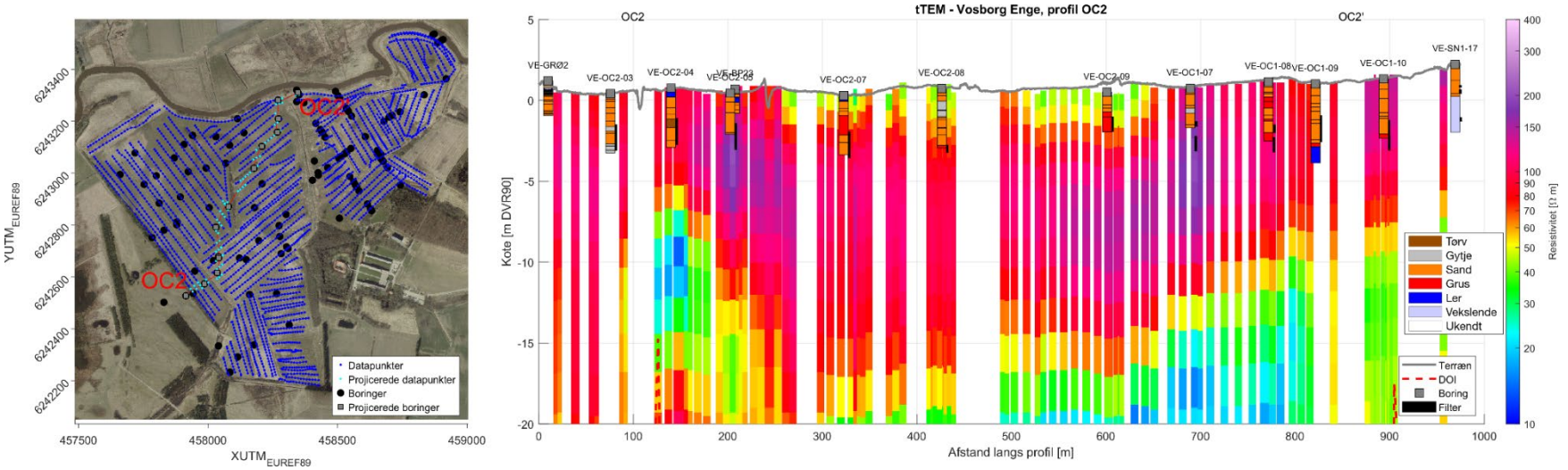
Figur 7.10. Tværsnit gennem projektarealets østlige halvdel langs transektet af boringer SN3-SN3'. Profilet viser elektriske resistiviteter målt med tTEM og lithologiske beskrivelser fra de udførte boringer.



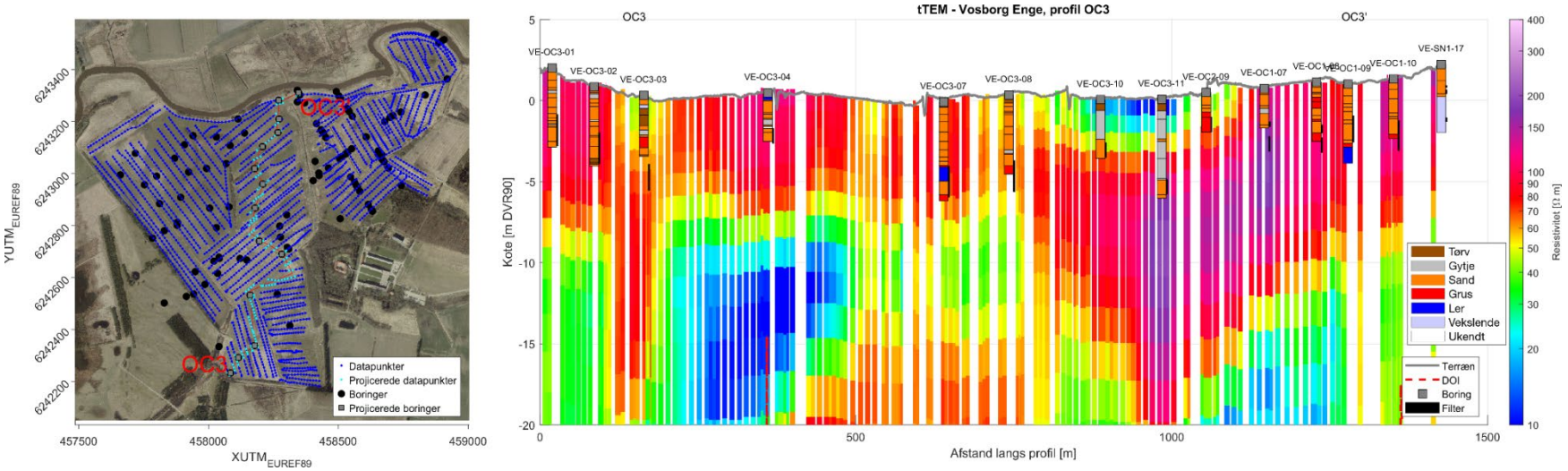
Figur 7.11. Tværsnit gennem projektarealets østlige halvdel langs transektet af boringer WE1-WE1'. Profilet viser elektriske resistiviteter målt med tTEM og lithologiske beskrivelser fra de udførte boringer.



Figur 7.12. Tværsnit gennem projektarealets vestlige halvdel langs transektet af boringer OC1-OC1'. Profilet viser elektriske resistiviteter målt med tTEM og lithologiske beskrivelser fra de udførte boringer.



Figur 7.13. Tværsnit gennem projektarealets vestlige halvdel langs transektet af boringer OC2-OC2'. Profilet viser elektriske resistiviteter målt med tTEM og lithologiske beskrivelser fra de udførte boringer.



Figur 7.14. Tværsnit gennem projektarealets vestlige halvdel langs transektet af boringer OC3-OC3'. Profilet viser elektriske resistiviteter målt med tTEM og lithologiske beskrivelser fra de udførte boringer.

VAND- OG STOFBALANCER FOR LAVBUNDSAREALET VOSBORG ENGE FØR OG EFTER VÅDLÆGNING

NIFA-afslutningsrapport

Undersøgelsen af lavbundsarealet Vosborg Enge (89 ha) tre år før og ét år efter vådlægning viser, at nettotabet af kvælstof var uændret (18,5 ± 7,1 kg N ha^{-1} $år^{-1}$ efter vådlægning), idet et fald i nitrattabet blev opvejet af et øget tab af organisk kvælstof. Nettotabet af fosfor blev reduceret med 5,3 ± 0,6 (2,9 baseret på punktprøver) kg P ha^{-1} $år^{-1}$, og området var efter vådlægningen i balance med hensyn til fosfor, mens tabet af organisk kulstof blev omtrent fordoblet.

ISBN: 978-87-7648-100-1
ISSN: 2244-9981