



UPPSALA  
UNIVERSITET



UPTEC W 26011

Examensarbete 30 hp

April 2026

# Återvätningsens effekter på vattenkemin

En jämförande studie av återvätta och dränerade våtmarker

---

Martin Gregstedt



Martin Gregstedt

## **Abstract**

Rewetting of drained wetlands is implemented as a measure to reduce greenhouse gas emissions and increase biodiversity, but knowledge of its effects on water chemistry in runoff is limited. This study investigated differences in water chemistry between rewetted and drained wetlands. The study was based on water samples collected in spring and autumn 2022 at the outlets of 33 wetland pairs in Sweden. Each pair consisted of a rewetted wetland and a nearby drained reference site, and comparisons were made within each pair. At the time of sampling, the majority of the rewetted wetlands had been restored for 1–4 years.

The results showed that rewetted wetlands generally had significantly higher concentrations of total organic carbon (TOC), total nitrogen, ammonium, and total phosphorus, as well as higher absorbance (Abs<sub>420</sub>) than their drained references, while pH was generally lower. Median relative differences in concentration between rewetted wetlands and their drained references were +41% for TOC in spring and +51% in autumn. For total nitrogen, the corresponding differences were +90% and +67%, and for total phosphorus +135% and +88%, respectively. Ammonium showed the largest relative differences, with median differences of +463% in spring and +277% in autumn.

A principal component analysis (PCA) showed an overall pattern in which differences between rewetted wetlands and drained references for TOC, absorbance, total nitrogen, and ammonium covaried strongly and were inversely related to pH. The study also showed that the magnitude of these differences correlated with catchment characteristics and site nutrient status. For example, phosphorus differences were more pronounced in forest-dominated areas and in sites with high nutrient status (low C/N ratio).

Overall, the results show that water chemistry differed clearly; runoff from the rewetted wetlands was generally more acidic, browner, and more nutrient-rich. When planning large-scale rewetting, this potential impact on water quality should be considered in addition to the measure's benefits for climate and biodiversity.

**Keywords:** Rewetting, wetlands, water chemistry, organic carbon, nutrients, pH

**Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten**

**Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala**

Handledare: Jenny Näslund Ämnesgranskare: Marcus Wallin

Examinator: Fritjof Fagerlund

## Referat

### Återvätningens effekter på vattenkemin – en jämförande studie av dränerade och återvätta våtmarker

*Martin Gregstedt*

Återvätning av dränerade våtmarker genomförs som en åtgärd för att minska avgången av växthusgaser och öka biologisk mångfald, men kunskapen om hur vattenkemin i avrinnande vatten påverkas är begränsad. I denna studie undersöktes skillnader i vattenkemi mellan återvätta och dränerade våtmarker. Studien baserades på vattenprover tagna vår och höst 2022 vid utloppen från 33 våtmarkspar i Sverige, där varje par utgjordes av en återvätt våtmark som jämfördes med en närliggande dränerad referenslokal. Vid provtagningarna hade majoriteten av de återvätta våtmarkerna varit restaurerade i 1–4 år.

Resultaten visade att de återvätta våtmarkerna generellt hade signifikant högre halter av totalt organiskt kol (TOC), totalkväve, ammonium och totalfosfor samt högre absorbans (Abs420) än sina dränerade referenser, medan pH ofta var lägre. För TOC var skillnaden i koncentration mellan återvätt våtmark och dränerad referens i median +41 % under våren och +51 % under hösten. Motsvarande skillnad var för totalkväve +90 % respektive +67 %, och för totalfosfor +135 % respektive +88 %. Ammonium visade de största skillnaderna, med +463 % under våren och +277 % under hösten.

En principalkomponentanalys (PCA) visade ett övergripande mönster där skillnaderna i koncentration mellan återvätt våtmark och dränerad referens för TOC, absorbans, totalkväve och ammonium samvarierade starkt, i motsatt förhållande till pH. Studien visade även att storleken på dessa skillnader korrelerade med avrinningsområdets karaktär och markens näringsstatus. Exempelvis var skillnaderna i fosfor mer tydliga i skogsdominerade områden och i lokaler med hög näringsstatus (låg C/N-kvot).

Sammanfattningsvis visar resultaten att vattenkemin skilde sig tydligt: avrinnande vatten från de återvätta våtmarkerna var generellt surare, brunare och mer näringsrikt. Vid planering av storskalig återvätning bör denna potentiella påverkan på vattenkvaliteten vägas in tillsammans med åtgärdens nytta för klimat och biologisk mångfald.

**Nyckelord:** Återvätning, våtmark, vattenkemi, organiskt kol, näringsämnen, pH

## Förord

Med detta examensarbete avslutar jag min utbildning till civilingenjör inom miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Arbetet har utförts vid Water Revival Systems (WRS) och bygger på ett datamaterial som tillhandahållits av SLU.

Jag vill börja med att rikta ett stort tack till min handledare Jenny Näslund på WRS för stort engagemang och för allt stöd under arbetets gång. Tack för värdefull återkoppling och vägledning som har bidragit till att göra både arbetet och rapporten bättre. Jag vill också tacka alla på WRS för en välkomnande miljö och för möjligheten att genomföra mitt examensarbete där.

Jag vill även tacka min ämnesgranskare Marcus Wallin vid institutionen för vatten och miljö vid SLU. Tack för din expertis och för att du alltid har varit så tillmötesgående, snabb och generös med att svara på frågor under arbetets gång.

Studien möjliggjordes genom finansiering från Stiftelsen Skogssällskapet (2021-921-Steg 2), Formas (2020-00962) och Naturvårdsverket (2022-00110). Jag vill även tacka Sveaskog för ersättning i samband med arbetet samt Alberto Zannella för insamlingen av data.

*Martin Gregstedt*

Uppsala, april 2026

## Populärvetenskaplig sammanfattning

Våtmarker är unika ekosystem som är viktiga för både klimatet, naturen och människan. De lagrar stora mängder kol i marken, jämnar ut vattenflöden vid både kraftig nederbörd och torra perioder, och fungerar som viktiga livsmiljöer för många växter och djur. Utöver detta bidrar de även till att rena vattnet i landskapet.

Under 1800- och 1900-talet dikades stora arealer våtmark i Sverige, främst för att öka produktionen inom jord- och skogsbruket. Denna dikning har oftast skett genom att man grävt dräneringsdiken i eller i anslutning till våtmarker, vilket sänker grundvattennivån och dränerar de övre marklagren. När marken blir torrare tränger mer syre ner vilket gör att organiskt material bryts ned betydligt snabbare av mikroorganismer. Denna nedbrytning leder till ökade utsläpp av växthusgaser, framför allt koldioxid, och därmed till en negativ påverkan på klimatet.

Under senare år har återställning av dikade våtmarker till mer naturligt tillstånd blivit en viktig åtgärd för att minska vår klimatpåverkan, vilket kallas återvätning. Återvätning innebär rent praktiskt att dräneringsdiken blockeras eller fylls igen, vilket höjer grundvattennivån. När marken åter blir vattenmättad och syrefri bromsas nedbrytningen och därmed avgången av koldioxid. Även om det samtidigt kan öka utsläppen av metan, en annan växthusgas, så beräknas åtgärden sammantaget ha positiv effekt över längre tid. Utöver att minska klimatpåverkan kan återvätningen också bidra till att återställa våtmarkernas naturliga funktioner, såsom deras vattenhållande förmåga och biologiska mångfald.

Trots att återvätning ofta antas bidra till att återställa många av våtmarkens viktiga funktioner, finns det fortfarande begränsad kunskap om flera av dess effekter, inte minst hur vattenkvaliteten nedströms påverkas. Det är nämligen inte säkert att återvätning bara ger positiva effekter, särskilt inte på kort sikt. När vattennivån höjs förändras många processer i marken. Vattnet får kontakt med ytliga marklager där organiskt material har brutits ned och näringsämnen har ansamlats under den tid som marken varit dränerad. Tidigare forskning har visat att detta kan leda till att mer kol, kväve och fosfor transporteras ut till nedströms bäckar och sjöar, men resultaten är blandade och det behövs mer kunskap om hur detta sker i svenska landskap.

Syftet med det här examensarbetet var därför att undersöka hur vattenkemin påverkas när dränerade våtmarker återväts, med fokus på ämnen som är särskilt relevanta för vattenkvaliteten nedströms våtmarken. Koncentrationen av organiskt kol och vattnets ljusgenomsläplighet (absorbans) undersöktes eftersom högre halter av organiskt kol ofta gör vattnet brunare. Detta gör att mindre ljus når ner i vattnet vilket kan påverka bottenmiljön negativt, men kan även försvåra dricksvattenrening nedströms. Studien undersökte även näringsämnena kväve och fosfor, vilka i för höga halter kan bidra till övergödning som kan orsaka till exempel algbloomning och syrebrist i vattnet. Dessutom analyserades pH, som är ett mått på hur surt eller basiskt vattnet är, vilket påverkar en mängd kemiska processer i vattnet och förutsättningarna för växt- och djurliv.

Studien baserades på vattenprover tagna i avrinnande vatten från 33 våtmarkspar spridda över Sverige, från norr till söder. Varje par bestod av en återvätt våtmark och en närliggande, fortfarande dränerad våtmark som användes som referens. Genom att jämföra dessa kunde återvätningens effekt på vattenkemin under de första åren efter åtgärd undersökas. De flesta av de återvätta våtmarkerna hade vid provtagningen varit återvätta i 1 till 4 år.

Resultaten visade tydligt att vattnet från de återvätta våtmarkerna i de flesta fall skilde sig från vattnet i de dränerade referensvåtmarkerna. De återvätta våtmarkerna hade generellt högre halter av organiskt kol och vattnet var brunare än referenslokalerna. Halterna av näringsämnen var också generellt högre, särskilt för ammonium, som är en form av kväve. Fosforhalten var även generellt högre i de återvätta våtmarkerna. Samtidigt var pH i många fall lägre, vilket innebär att vattnet var surare.

Studien visade också att flera av dessa förändringar hängde ihop. De våtmarker som hade tydligt högre halter av organiskt kol hade också ofta samtidigt högre absorbans (brunare vatten), högre halter av kväve och lägre pH. Det tyder på att en stor del av påverkan kan bero på att organiskt material, och ämnen bundna till detta material, helt enkelt spolats ut när grundvattennivån höjs när marken återväts. Eftersom studien främst omfattade våtmarker som varit återvätta under relativt kort tid går det däremot inte att säga säkert hur länge denna påverkan består.

Resultaten visade dessutom att effekterna varierade beroende på våtmarkens näringsstatus och hur det omgivande landskapet såg ut. Större skillnader i fosfor mellan återvätta och dränerade våtmarker sågs oftare i skogsdominerade områden och i mer näringsrika våtmarker. Det fanns också tecken på att större skillnader för kol och näringsämnen var vanligare i sydligare områden, samt i avrinningsområden som var mindre och låg på lägre höjd över havet. I Sverige prioriteras ofta näringsrika marker i södra delar av landet för återvätning, eftersom klimatnyttan där ofta bedöms vara särskilt stor.

Resultaten i denna studie tyder samtidigt på att återvätning i mer näringsrika miljöer i södra delar av landet i vissa fall kan innebära större påverkan på vattenkvaliteten nedströms. Detta betyder inte att återvätning bör undvikas. Tvärtom är återvätning en viktig åtgärd för att minska klimatpåverkan från dikade våtmarker. Men resultaten visar att återvätning under de första åren också kan innebära försämrad vattenkvalitet genom högre halter av organiskt kol och näringsämnen, mer färgat vatten och lägre pH i utloppet från de återvätta än från fortsatt dränerade våtmarker.

Eftersom återvätning genomförs i allt större skala i Sverige är det därför viktigt att utöver klimatnyttan också beakta möjliga negativa effekter på nedströms vattenmiljöer. Det gäller särskilt i områden där vattendragen nedströms är känsliga eller där höga halter av organiskt material och näringsämnen kan skapa problem. För att kunna planera framtida återvätning på ett så bra sätt som möjligt behövs mer kunskap om hur länge effekterna varar och vilka marker som är mest känsliga. Det behövs också mer kunskap om hur återvätning kan genomföras så att klimatnyttan blir stor samtidigt som negativ påverkan på vattenkvaliteten begränsas.

# Innehållsförteckning

1	Inledning.....	1
1.1	Syfte och frågeställningar.....	2
2	Bakgrund och teori.....	3
2.1	Vad är en våtmark?.....	3
2.2	Dikningens historik och konsekvenser.....	4
2.3	Återvätning som klimat- och miljöåtgärd.....	4
2.4	Hydrologiska och biogeokemiska förändringar vid återvätning.....	5
2.4.1	Alkalinitet och pH.....	5
2.4.2	Kol och brunifiering.....	6
2.4.3	Kväve.....	7
2.4.4	Fosfor.....	7
2.4.5	Ekologisk relevans för akvatisk biota.....	8
3	Metod.....	9
3.1	Datamaterial och provtagningsdesign.....	9
3.2	Databearbetning och kvalitetskontroll.....	11
3.3	Statistiska analyser.....	11
3.3.1	Analys av återvätningens effekt.....	11
3.3.2	Övergripande mönster i vattenkemisk respons vid återvätning.....	12
3.3.3	Analys av återvätningseffekten i relation till avrinningsområdets egenskaper.....	13
3.3.4	Markens näringsstatus i relation till återvätningseffekten.....	13
4	Resultat.....	15
4.1	Skillnader i vattenkemi mellan återvätta och dränerade våtmarker.....	15
4.2	Övergripande mönster i återvätningseffekten.....	17
4.3	Avrinningsområdets påverkan på återvätningseffekten.....	19
4.4	Markens näringsstatus (C/N) som förklaring till variation i återvätningseffekt.....	21
4.5	Avrinningsområdets koppling till C/N-kvoten.....	22
5	Diskussion.....	24
5.1	Övergripande effekter på TOC och näringsämnen.....	25
5.2	Försurning och redoxförhållanden.....	27
5.3	Landskapets karaktär och markens näringsstatus.....	28
5.4	Ekologisk relevans och praktiska implikationer.....	29
6	Slutsatser.....	31

7	Referenser.....	33
	Bilagor.....	36
	Bilaga A: Jämförelse av andel skogsmark, torvmark och våtmark inom varje par.....	36
	Bilaga B: Inbördes korrelation mellan landskapsvariabler .....	37
	Bilaga C: Korrelation mellan återvätningseffekten och enskilda landskapsvariabler.....	38
	Bilaga D: Samband mellan återvätningseffekten och tid sedan återvätning .....	39
	Bilaga E: Övrig analyserad vattenkemi.....	40

# 1 Inledning

Våtmarker utgör ett av jordens största kolförråd och spelar en viktig roll i den globala kolcykeln. Trots att de endast täcker 3-4 % av jordens landyta lagrar de uppskattningsvis omkring en tredjedel av allt markbundet kol (Minasny et al. 2024). I Sverige genomfördes omfattande dikning under 1800- och 1900-talet för att gynna jord- och skogsbruket. Dikning innebär att grundvattennivån sänks, vilket syresätter de övre marklagren och ökar nedbrytning av organiskt material. Detta leder till ökade utsläpp av framför allt koldioxid (CO<sub>2</sub>), särskilt i våtmarker med högt torvinnehåll. I marker med hög näringsstatus och god kvävetillgång kan dikningen även ge upphov till utsläpp av lustgas (N<sub>2</sub>O). Dränerade torvmarker står globalt sett för omkring 5 % av de antropogena utsläppen, trots att de utgör en mycket liten del av landytan (Günther et al. 2020).

För att minska dessa utsläpp har restaurering av våtmarker (återvätning) lyfts fram som en viktig klimatåtgärd. Återvätningen syftar till att höja grundvattennivån i tidigare dikade våtmarker och därmed återställa de syrefria (anaeroba) förhållandena i marken. Detta bromsar den mikrobiella nedbrytningen av organiskt material och minskar därmed koldioxidutsläppen. Med anledning av detta har Sveriges regering avsatt 3,7 miljarder kronor fram till 2030 för att underlätta storskalig återvätning av dikade våtmarker (Regeringskansliet 2024). Utöver klimatnyttan förväntas återvätning även bidra till att återställa våtmarkernas naturliga funktioner, såsom vattenhållning, näringsretention, vattenrening och stöd för biologisk mångfald (Naturvårdsverket 2025).

Tidigare forskning om återvätning av våtmarker har huvudsakligen fokuserat på klimatpåverkan från växthusgasutsläpp (CO<sub>2</sub>, metan (CH<sub>4</sub>) och N<sub>2</sub>O), medan kunskapsläget om hur återvätning påverkar *vattenkemin* i avrinnande vatten är mer begränsat. När grundvattennivån höjs vid återvätning påverkas en mängd processer i marken. Dessa förändringar kan leda till ökad mobilisering och utlakning av organiskt material och näringsämnen, vilket potentiellt kan ha negativa konsekvenser för nedströms vattendrag och ekosystem. Särskilt öknings i transporten av organiskt kol, näringsämnen och förändringar i pH riskerar att ha negativa konsekvenser för ekosystemet (Naturvårdsverket 2025).

Tidigare studier, särskilt från näringsrika torvmarker, visar att återvätning kan leda till ökade halter av löst organiskt kol (DOC), ammonium och fosfor, åtminstone under de första åren efter åtgärden (Koskinen et al. 2017; Menberu et al. 2017; Krishnankutty et al. 2025). Samtidigt skiljer sig effekten mellan olika studier och torvmarkstyper, och långsiktiga uppföljningar tyder på att DOC och kväve i porvattnet över tid kan minska efter återvätning jämfört med fortsatt dränerade marker (Menberu et al. 2017). Resultatet visar generellt på att effekten av återvätning beror till stor del på de platsspecifika förhållandena.

Det finns dock begränsningar i nuvarande forskning som försvårar möjligheten att dra generella slutsatser om hur återvätning påverkar vattenkemin i avrinnande vatten, särskilt under svenska förhållanden. Mycket av den befintliga forskningen bygger på enstaka fallstudier eller studier med begränsad geografisk spridning (Lundin et al. 2016; Koskinen et al. 2017; Laudon et al. 2023).

Två av de mest omfattande internationella studierna av Menberu et al. (2017) och Krishnankutty et al. (2025), undersöker enbart porvatten i markprofilen, vilket inte nödvändigtvis speglar kemin i avrinnande vatten som påverkar nedströms vattendrag. Därtill är många studier genomförda i mer näringsrika våtmarker, vilket försvårar överförbarheten till de generellt mer näringsfattiga förhållanden som råder på dikad skogsmark i Sverige (Krishnankutty et al. 2025).

I idealfallet skulle återvätningens påverkan undersökas genom mätningar både före- och efter åtgärd på samma plats. Sådana studier är dock resurskrävande och svåra att genomföra i större skala, eftersom de kräver långa och jämförbara tidsserier före och efter åtgärd. I praktiken finns därför denna typ av data främst tillgänglig från ett begränsat antal lokaler som studerats i forskningssyfte. Genom att i stället undersöka skillnaden mellan återvätta och fortsatt dränerade våtmarker kan återvätningens påverkan studeras över ett större antal lokaler med större geografisk spridning.

Sammanfattningsvis finns det fortfarande ett behov av storskaliga studier med bred geografisk spridning som jämför vattenkemin i avrinnande vatten från återvätta våtmarker med fortsatt dränerade referensområden, samt undersöker hur landskapets karaktär påverkar de förändringar som sker i vattenkemin vid återvätning. Detta behov har även lyfts i en nyligen publicerad rapport från Naturvårdsverket (Eklöf et al. 2025).

## **1.1 Syfte och frågeställningar**

Syftet med denna studie är att undersöka hur vattenkemin i avrinnande vatten skiljer sig mellan återvätta och fortsatt dränerade våtmarker genom en parvis jämförelse av återvätta våtmarker och dränerade referenslokaler. Studien omfattar återvätning av våtmarker belägna i avrinningsområden som varierar kraftigt i karaktär, från torvdominerade till skogsdominerade på mineraljord.

Fokus ligger på vattenkemiska variabler som bedöms vara särskilt relevanta för nedströms vattenkvalitet och vattenmiljöer. Dessa utgörs av totalt organiskt kol (TOC) och absorbans (Abs420) som mått på brunifiering, pH och alkalinitet för att bedöma vattnets försurningsstatus, samt näringsämnen (kväve och fosfor) som indikation på risk för ökad näringsbelastning. Studien syftar även till att undersöka om skillnaderna mellan återvätta och dränerade lokaler kan kopplas till avrinningsområdenas egenskaper, såsom marktäcke, geografiskt läge och markens näringsstatus.

### **Följande frågeställningar undersöks:**

1. Hur skiljer sig vattenkemin (med fokus på TOC, näringsämnen och pH) i avrinnande vatten mellan återvätta och dränerade våtmarker?
2. Finns det ett gemensamt mönster i hur olika vattenkemiska variabler påverkas vid återvätning?
3. Kan skillnader i vattenkemi mellan återvätta och dränerade våtmarker kopplas till avrinningsområdets karaktär och markens näringsstatus?

## 2 Bakgrund och teori

Detta kapitel ger en översiktlig bakgrund till våtmarker och de processer som påverkas av dikning och återvätning, med fokus på hydrologiska och kemiska förändringar.

### 2.1 Vad är en våtmark?

Våtmarker definieras generellt som områden där vattenytan står nära markytan under större delar av året, vilket ger upphov till vattenmättade och ofta syrefria markförhållanden (Naturvårdsverket 2023). Begreppet våtmark omfattar flera olika typer av miljöer, däribland torvmarker men även vattenmättade skogsmarker på mineraljord. I arbetet med återvätning har fokus huvudsakligen varit på torvmarker, eftersom dessa ger upphov till störst utsläpp av växthusgaser vid dränering.

Torvmarker bildas i landskap där marken under lång tid varit vattenmättad, vilket skapar syrefattiga förhållanden som kraftigt bromsar nedbrytningen av organiskt material. När tillförseln av växtbiomassa överstiger nedbrytningen ackumuleras ofullständigt nedbrutet organiskt material och torv bildas (Kasimir & Lindgren 2024). Om kolinlagringen via växternas fotosyntes är större än förlusterna via respiration och avrinning kan torvmarken fungera som en långsiktig kolsänka, det vill säga den lagrar mer kol än den avger till atmosfären och avrinnande vatten (Leifeld & Menichetti 2018; Kasimir & Lindgren 2024).

Torvbildande våtmarker delas ofta in i två huvudtyper: mossar och kärr. Mossar är ombrotrofa, vilket innebär att de får vatten och näring primärt via nederbörd. De är därför generellt surare, mer näringsfattiga och har lägre humifieringsgrad (Morin et al. 2023). Kärr har ett större inflöde av mark- och grundvatten från omgivningen (minerotrofa) och deras näringsstatus styrs till stor del av omgivningen. De är oftast mer näringsrika med högre bulkdensitet och ett större kolinnehåll per volymenhet (Morin et al. 2023; Kasimir & Lindgren 2024). Tillsammans kallas torvbildande våtmarker för myrar. Näringsstatusen i en torvmark kan ha stor betydelse för både växthusgasutsläpp vid dränering och för hur marken påverkas vid återvätning (Günther et al. 2020; Zannella et al. 2025).

I Sverige utgör torvmarker omkring 15–16 % av landets yta. Det totala kolinnehållet i dessa marker uppskattas till mellan 3,6 och 4,6 miljarder ton kol (Morin et al. 2023). Till ytan ligger de största torvmarksarealerna i norra Sverige, vilka innehar cirka två tredjedelar av landets totala torvvolym. Torven i södra Sverige är däremot generellt djupare. I södra Sverige uppgår medeldjupet till nästan 4 meter, jämfört med torvmarker i norr som har ett medeldjup på cirka 1,9–2,0 meter (Morin et al. 2023).

I södra Sverige är dessutom en betydligt större andel av torvmarkerna påverkade av dikning. I både Skåne och Blekinge är drygt hälften av den torvtäckta marken belägen inom 50 meter från ett dräneringsdike (Morin et al. 2023). Denna omfattande dränering har lett till att torven i söder ofta är mer kompakterad och har en högre koldensitet än i norr. Många av dessa dikade marker i söder utgörs också av naturligt mer näringsrika kärr (minerotrofa marker) som dränerats just för jordbruksändamål (Morin et al. 2023).

Utöver kolinlagring fyller våtmarker även flera viktiga ekosystemfunktioner, däribland reglering och utjämning av vattenflöden, retention och omsättning av näringsämnen samt

naturlig rening av vatten. Våtmarker utgör även viktiga livsmiljöer för många växt- och djurarter och bidrar därmed till biologisk mångfald (Lundin et al. 2016; Naturvårdsverket 2025).

## **2.2 Dikningens historik och konsekvenser**

Under 1800- och 1900-talet dikades stora delar av Sveriges våtmarker, främst för att skapa ny odlingsbar mark men senare i allt större utsträckning för att öka skogsproduktionen.

Dikningen omfattade både torvdominerade våtmarker och mineraljordsdominerade landskap. I torvmarker syftade dikningen huvudsakligen till att sänka grundvattennivån för att möjliggöra jord- och skogsbruk, medan dikningen i mer mineraljordsdominerade skogslandskap ofta genomfördes för att förbättra markens bärighet och tillväxtförhållanden (Drott & Eriksson 2021). Dikningsverksamheten nådde sin topp under 1930-talet och understöddes länge av ett statligt avvattningsbidrag. Det var först efter ny lagstiftning och ökad miljömedvetenhet under 1990-talet som dikningen i princip upphörde (Drott & Eriksson 2021).

Globalt uppskattas omkring 16 % av världens ursprungliga torvmarker utanför tropikerna ha dikats, varav omkring 30 % för skogsbruk (Koskinen et al. 2017). I Sverige är påverkan betydligt mer omfattande än det globala snittet. Uppskattningsvis har en fjärdedel av landets ursprungliga våtmarksareal dikats bort och klassas idag ofta som skogs- eller jordbruksmark (Naturvårdsverket 2022). Sammantaget anlades omkring en miljon kilometer diken i Sverige, vilket resulterade i långvarigt sänkta grundvattennivåer över stora arealer torvmark (Drott & Eriksson 2021; Kasimir & Lindgren 2024).

Dikningen innebär i praktiken att grundvattennivån sänks genom anläggning av dräneringsdiken, vilket syresätter tidigare vattenmättade marklager. Den ökade syretillgången leder till kraftigt ökad aerob mikrobiell nedbrytning av torven och till stora utsläpp av koldioxid då det organiska kolet oxideras. Marken övergår därmed från att vara en kolsänka till att bli en nettokälla för växthusgaser (Günther et al. 2020; Drott & Eriksson 2021). I kväverika torvmarker kan dikningen även ge upphov till ökade utsläpp av lustgas (Minkkinen et al. 2020; Kasimir & Lindgren 2024). Globalt så uppskattas det att dränerade torvmarker avger cirka 2 miljarder ton CO<sub>2</sub> per år, vilket motsvarar ungefär 5 % av de antropogena växthusgasutsläppen, från endast 0,3 % av jordens landyta (Günther et al. 2020).

Utöver ökade växthusgasutsläpp förändras torvens fysiska och hydrologiska egenskaper vid dikning. Torven kompakteras eftersom porvolymen minskar (irreversibelt), vilket leder till att markens struktur och markens vattenhållande förmåga försämras. På längre sikt kan detta leda till snabbare avrinning vid nederbördshändelser och minskad basflödeshållning under torra perioder, vilket kan påverka både vattenkvalitet och flödesregimer i nedströms vattendrag (Laudon et al. 2023; Eklöf et al. 2025).

## **2.3 Återvätning som klimat- och miljöåtgärd**

För att minska växthusgasutsläppen har återvätning av dikade våtmarker, och framförallt torvmarker, lyfts fram som en viktig klimat- och miljöåtgärd (Leifeld & Menichetti 2018). Återvätning innebär i praktiken att man höjer grundvattennivån igen, oftast genom att dämna

eller plugga igen dräneringsdiken så att marken åter blir vattenmättad (Drott & Eriksson 2021). När syretillgången minskar bromsas den aeroba nedbrytningen av torven och koldioxidutsläppen minskar kraftigt (Leifeld & Menichetti 2018; Günther et al. 2020; Zou et al. 2022).

Flera studier visar att snabb återvätning är fördelaktigt, eftersom koldioxidutsläppen minskar kraftigt då torven blir syrefri igen (Günther et al. 2020; Zou et al. 2022). Trots att metanutsläppen ökar när marken blir syrefri igen, så visar modelleringar att den långsiktiga effekten av minskade koldioxidutsläpp överväger det ökade metanutsläppen. Den samlade effekten av återvätning är alltså generellt positiv ur klimatsynpunkt, och ju tidigare återvätning sker, desto snabbare kan utsläppen minskas och markerna återgå till att lagra kol (Günther et al. 2020; Kasimir & Lindgren 2024).

## **2.4 Hydrologiska och biogeokemiska förändringar vid återvätning**

Den grundläggande drivkraften bakom de kemiska förändringar som sker vid återvätning är den förändrade hydrologin och den minskade syretillgången i markprofilen. När grundvattennivån höjs blir större delar av markprofilen åter vattenmättad vilket medför att vatten rinner genom ytligare marklager, där aerob nedbrytning skett under lång tid. Dessa lager har ofta ett högt innehåll av organiskt material och näringsämnen, vilket kan öka mobiliseringen och utlakningen till det avrinnande vattnet (Laudon et al. 2023; Karimi et al. 2024).

Samtidigt leder vattenmättningen till minskad syretillgång och sjunkande *redoxpotential*. När syre inte längre finns tillgängligt börjar mikroorganismer använda andra ämnen än syre i sin respiration, vilket förändrar omsättningen av bland annat kväve, svavel, järn och mangan i marken. I vattenmättade jordar sker detta ofta stegvis, där de processer som ger mest energi för mikroorganismerna vanligtvis sker först. Först förbrukas kvarvarande syre genom aerob respiration, därefter reduceras nitrat genom denitrifikation, följt av reduktion av mangan- och järnoxider, sulfat och slutligen koldioxid som reduceras till metan (Reddy et al. 2022, s.51). Dessa redoxprocesser påverkar direkt lösligheten av både metaller och näringsämnen samt bidrar till förändringar i vattnets syra-basstatus.

### **2.4.1 Alkalinitet och pH**

Förändringar i markens syretillgång påverkar även pH i mark- och ytvatten. I dränerade torvmarker råder mer syresatta förhållanden, vilket gynnar aerob nedbrytning av organiskt material. Det kan också leda till oxidation av reducerade järn- och svavelföreningar, processer som tillsammans kan bidra till att markvattnet blir surare. Vid återvätning minskar i stället syretillgången, och därmed förändras också de processer som styr pH i marken. Hur pH faktiskt påverkas i praktiken verkar dock skilja sig mellan olika torvmarker, beroende på skillnader i våtmarkstyp, näringsstatus och lokala hydrologiska förhållanden (Urbanová et al. 2011; Lundin et al. 2016; Menberu et al. 2017; Krishnankutty et al. 2025).

I svenska skogsmarker, där berggrunden ofta är svårvittrad, är vattnet generellt jonsvagt med en begränsad buffertförmåga (Naturvårdsverket 2019). Under sådana förhållanden kan mängden organiskt material ha stor påverkan på pH-värdet. En ökad mobilisering av organiskt

kol (TOC), som innehåller organiska syror, kan efter återvätning därför vara en bidragande orsak till lägre pH i avrinningen. Detta samband kan vara särskilt relevant i landskap dominerade av barrskog, där marken och vattnet ofta har naturligt lägre pH-värden (Naturvårdsverket 2019).

Även mindre variationer i pH kan ha stor betydelse för vattenkemin eftersom surhetsgraden påverkar processer som löslighet, adsorption och komplexbildning hos organiskt material. Förändringar i pH kan därmed också påverka mobiliseringen av exempelvis fosfor och organiskt kol i mark- och vattenmiljöer (Grybos et al. 2009; Krishnankutty et al. 2025).

Vattnets motståndskraft mot försurning, dess buffertkapacitet, uttrycks som alkalinitet. Alkaliniteten bestäms genom titrering till pH 5,4 enligt standardiserad laboratorimetodik (SLU 2024a). För vattenprov där pH-värdet redan underskrider 5,4 saknas alkalinitet och provet uppvisar i stället aciditet. Enligt laboratoriets metodik redovisas aciditet som negativ alkalinitet. Negativa värden i resultattabellerna indikerar därmed att vattnets naturliga buffertkapacitet i praktiken är förbrukad, vilket gör systemet känsligt för ytterligare förändringar i pH, exempelvis till följd av ökad utlakning av organiska syror.

#### **2.4.2 Kol och brunifiering**

När torv som tidigare varit dränerad återväts kommer vattnet i kontakt med torvlager där mer eller mindre nedbrutet organiskt material (förna) har ackumulerats under dräneringstiden. Detta leder ofta till att halterna av DOC och TOC ökar kraftigt i avrinningen de första åren efter återvätningen, vilket har observerats i flera studier (Koskinen et al. 2017; Laudon et al. 2023; Zannella et al. 2025). I näringsrika (mesotrofa) marker observerades till exempel en 5-faldig ökning av DOC-koncentration i porvatten under första året efter restaurering i Finland (Koskinen et al. 2017). I denna studie analyserades enbart TOC. I små svenska skogs- och våtmarksvattendrag utgör DOC mer än 90 % av TOC över olika vattendrag och säsonger, vilket innebär att TOC utgör en bra indikator för koncentrationen av DOC, och att tidigare studier som främst undersökt DOC också är relevanta vid tolkning av TOC i avrinnande vatten (Laudon et al. 2011).

Utöver de hydrologiska förändringarna kan mobiliseringen av organiskt kol också påverkas av markkemiska processer. Humusämnens löslighet är pH-beroende, och när funktionella grupper i det organiska materialet deprotoneras ökar deras negativa laddning och därmed deras löslighet i vatten. Grybos et al. (2009) visade att pH kan vara en viktig drivkraft bakom frisättning av löst organiskt material under reducerande förhållanden i våtmarksjord. Även Yang et al. (2025) beskriver hur humusämnens kemiska beteende och löslighet förändras med pH. Mobiliseringen av organiskt kol efter återvätning styrs därför inte enbart av förändrade flödesvägar, utan också av hur markens kemiska miljö påverkar det organiska materialets löslighet.

Ökade halter av organiskt kol kan även påverka vattnets färg och göra det brunare, så kallad brunifiering. Färgen påverkas även av järn, och mäts ofta genom absorbans, till exempel vid 420 nm (Abs420). Brunifiering kan vara ett vattenkvalitetsproblem nedströms genom att påverka ljusförhållanden, syrehalter, bottenmiljöer, samt kräva ökad rening vid dricksvattenproduktion (Kritzberg et al. 2020; Eklöf et al. 2025).

### 2.4.3 Kväve

Kvävets omsättning i våtmarker styrs i hög grad av syretillgång och näringsstatus. I dränerade våtmarker skapar de syresatta förhållandena i de övre torvlagren förutsättningar för nitrifikation. Nitrifikation innebär att ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), som bildas vid mikrobiell nedbrytning och mineralisering av organiskt material, först oxideras till nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) och sedan till nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). Nitrat är lösligt och kan både lakas ut med avrinnande vatten och fungera som substrat för denitrifikation och lustgasbildning (Minkkinen et al., 2020).

Vid återvätning minskar syretillgången i marken, vilket hämmar nitrifikationen samtidigt som denitrifikation gynnas. Vid denitrifikation reduceras nitrat stegvis och omvandlas huvudsakligen till kvävgas ( $\text{N}_2$ ), medan lustgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) kan bildas som en mellanprodukt om denitrifikationen inte sker fullständigt, exempelvis vid varierande syreförhållanden eller begränsad tillgång på organiskt kol. Samtidigt oxideras ammonium inte längre i samma utsträckning och kan därför ackumuleras i mark- och porvatten (Koskinen et al. 2017; Kasimir & Lindgren 2024). Studier av lustgasutsläpp visar dessutom att  $\text{N}_2\text{O}$ -emissionerna i återvätta torvmarker ofta är förhöjda under en övergångsperiod, men på längre sikt kan minska och närma sig nivåer i odikade referensmyrar (Minkkinen et al. 2020).

I näringsrika skogsdränerade torvmarker har man observerat att återvätning kan leda till förhöjda halter av ammonium och en ökad export av totaltkväve i avrinnande vatten under de första åren efter åtgärden, samtidigt som nitratkoncentrationerna ofta minskar (Koskinen et al. 2017). Den ökade kväveexporten som observerats i avrinnande vatten kan därmed i stor utsträckning vara kopplad till ökade halter av ammonium och organiskt kväve snarare än nitrat. Effekten är tydligast i näringsrika, tidigare skogsdränerade torvmarker, medan resultaten varierar kraftigt mellan olika platser beroende på markens kemiska sammansättning, hydrologiska förutsättningar och tidigare markanvändning (Koskinen et al. 2017; Pschenycky et al. 2021; Eklöf et al. 2025).

### 2.4.4 Fosfor

Fosfor är ofta komplexbundet till järn- och aluminiumföreningar i marken. Under dränerade och syrerika förhållanden är oorganisk fosfor i form av fosfat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) adsorberat till järn(III)oxider. Vid återvätning och sjunkande redoxpotential kan järn(III) reduceras till järn(II), som är mer lösligt. Denna reduktion kan leda till att fosfat, som utgör den huvudsakliga biotillgängliga formen av fosfor, frigörs från järnföreningar och övergår till löst form i mark- och porvatten, vilket ökar risken för fosforutlakning (Grybos et al. 2009; Koskinen et al. 2017; Krishnankutty et al. 2025).

Flera studier visar att återvätning av näringsrika torvmarker kan leda till långvarigt förhöjda fosforkoncentrationer i både porvatten och avrinnande vatten. Fosfordynamiken påverkas även av markanvändning, temperatur och torvens kemiska sammansättning, vilket bidrar till stora variationer mellan olika platser (Koskinen et al. 2017; Lemanowicz et al. 2024; Krishnankutty et al. 2025).

#### **2.4.5 Ekologisk relevans för akvatisk biota**

Dessa hydrologiska och biogeokemiska förändringar är viktiga inte bara för vattenkemin i sig, utan också för vilka effekter återvätning kan få nedströms. Högre halter av organiskt material kan göra vattnet brunare, medan ökad transport av kväve och fosfor kan bidra till eutrofiering (övergödning). Både brunifiering och eutrofiering kan påverka artsamhällen och samtidigt försvåra reningen av dricksvatten. Förändringar i pH kan också ha ekologisk betydelse, eftersom vissa arter är känsliga för surare förhållanden, exempelvis flodpärlmussla. Om halterna av organiskt material förändras kan detta dessutom påverka mobiliseringen av metaller och andra miljögifter, såsom kvicksilver, bly, järn, kadmium och aluminium, vilket ytterligare kan påverka vattenkvaliteten nedströms (Kritzberg et al. 2020; Eklöf et al. 2024; 2025).

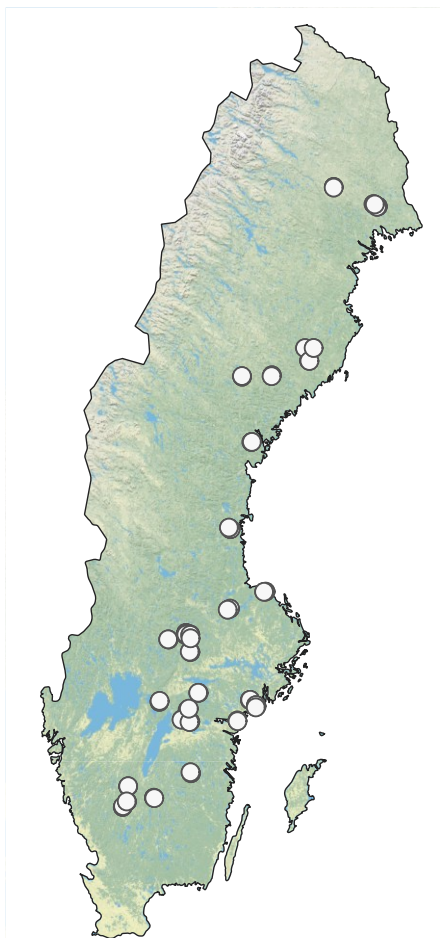
## 3 Metod

### 3.1 Datamaterial och provtagningsdesign

Datamaterialet som används i denna studie tillhandahölls av Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) och bygger på en provtagningsdesign som beskrivs i Wallin et al. (2025).

Datamaterialet omfattar provtagningar från 33 tidigare dränerade våtmarker som återvättts samt 33 fortsatt dränerade referenslokaler, spridda över Sverige mellan cirka 57°N och 67°N (Figur 1).

Studien bygger på en parvis jämförande design där varje återvätt lokal jämförs med en närliggande fortsatt dränerad referenslokal inom 5 km. Syftet med denna design är att i möjligaste mån minimera skillnader i klimat och landskapsförhållanden inom varje par, så att observerade skillnader i vattenkemi huvudsakligen kan tillskrivas återvätningen. Eftersom studien bygger på jämförelser mellan olika lokaler vid samma tidpunkt, och inte på upprepade mätningar före och efter åtgärd inom samma lokal, tolkas resultaten som skillnader mellan återvätta och dränerade lokaler vid provtagningsstillfället snarare än som direkta förändringar över tid.



**Figur 1.** Provplatsernas geografiska läge i Sverige. Varje punkt representerar ett våtmarkspar (återvätt våtmark och dränerad referenslokal). Bakgrundskarta: World Physical Map, © Esri.

Till varje provtagningslokal finns landskapsinformation för det tillhörande avrinningsområdet. Denna information omfattar bland annat avrinningsområdets storlek, markanvändning, andel torvmark, medeltorvdjup, lokalens höjd över havet, samt, för vissa lokaler, tid sedan återvätning.

Markanvändningen redovisas som andelar av skogsmark, våtmark, hygge, jordbruksmark och bebyggelse baserat på Nationella Marktäckedata. Uppgifter om andel torvmark och medeltorvdjup har hämtats från nationell jordartskartering. Eftersom torv är en jordart och kan förekomma både i skogsmark och i öppen våtmark överlappar andelen torvmark delvis med olika andra typer av marktäcke.

Avrinningsområdenas gränser har definierats med hjälp av nationella höjddata med 2×2 m upplösning, där topografin använts för att avgränsa avrinningsområden uppströms respektive provtagningspunkt enligt metodiken beskriven i Wallin et al. (2025). Landskapsinformationen har i denna studie använts för att undersöka om variation i återvätningseffekt kan kopplas till avrinningsområdets egenskaper.

Avrinningsområdenas storlek varierade från 5 till 824 ha, med ett medelvärde på cirka 80 ha. Markanvändningen dominerades av skogsmark, som i genomsnitt utgjorde

omkring 55 % av avrinningsområdena. Därutöver förekom främst våtmark (cirka 25 %) och kalhyggen (cirka 15 %), medan andelen jordbruksmark och bebyggelse var låg i samtliga områden.

Andelen torvmark varierade kraftigt mellan avrinningsområdena, från 2 till 98 % (medel 36 %) i de återvätta områdena och från 1 till 99 % (medel 34 %) i referensområdena. Motsvarande andelar mineraljord var i genomsnitt 64 % respektive 66 %. Materialet omfattade därmed återvätning av våtmarker i både tydligt torvdominerade och tydligt mineraljordsdominerade avrinningsområden.

Referenslokalerna valdes inom 5 km från respektive återvätt lokal för att säkerställa liknande klimatförhållanden och i möjligaste mån liknande landskapsförhållanden. Inom paren förekom dock viss mindre variation i avrinningsområdenas egenskaper. En jämförelse av andel torvmark, våtmark och skogsmark inom paren redovisas i Bilaga A: Jämförelse av andel skogsmark, torvmark och våtmark inom varje par. Det bör också noteras att landskapsvariablerna avser hela avrinningsområden och inte enbart den återvätta ytan, vilket innebär att lokala effekter från återvätning i vissa fall kan ha försvagats i större avrinningsområden.

För de återvätta lokalerna varierade tiden sedan återvätning från ungefär 1 till 13 år vid provtagningstillfället, även om exakt tidpunkt saknades för vissa lokaler. De flesta lokaler ( $n = 25$ ) hade dock återväts inom 1 till 4 år före provtagningen. En mer detaljerad beskrivning av lokalerna, avrinningsområdena och det underliggande datamaterialet finns i Wallin et al. (2025) och dess supplementära material.

Vattenprovtagningen genomfördes under två perioder år 2022: under våren (24 maj–15 juni) och under hösten (4–15 oktober). Proverna togs som stickprov i utflödet från respektive våtmark. För att följa säsongsutvecklingen utfördes provtagningen från söder till norr på våren och i omvänd ordning på hösten. Inom varje par provtogs den återvätta och dränerade platsen inom ett 24-timmarsintervall för att minimera påverkan från förändringar i väder.

Under höstprovtagningen saknade åtta platser helt vattenflöde på grund av den torra sommaren, vilket resulterade i 33 kompletta par under våren och 25 under hösten. Detta innebär att höstresultaten baseras på färre par och ovanligt torra förhållanden, och bör tolkas därefter.

De vattenkemiska analyserna inkluderar TOC, absorbans, näringsämnen, huvudsakliga katjoner och anjoner, pH, alkalinitet och konduktivitet. Samtliga kemiska analyser utfördes av det ackrediterade vattenkemiska laboratoriet vid Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) enligt etablerade standardmetoder (SLU 2024a).

### 3.2 Databearbetning och kvalitetskontroll

Datamaterialet granskades inledningsvis för fullständighet och eventuella avvikelser i Microsoft Excel. Observationer där inget vatten kunde provtas vid höstprovtagningen (ingen avrinning i utloppet) exkluderades från analyserna. Därefter importerades datamaterialet till RStudio (v. 2025.09.2) för vidare bearbetning och statistisk analys (Posit team 2025).

### 3.3 Statistiska analyser

De statistiska analyserna genomfördes i tre övergripande steg: (1) analys av återvätningens effekt på vattenkemin, (2) analys av samvariation i den kemiska responsen vid återvätning, (3) analys av variationer i återvätningens effekt i relation till avrinningsområdets karaktär och markens näringsstatus.

Inför analyserna identifierades extrema värden (outliers) både statistiskt och genom visuell inspektion. Dessa behölls med motiveringen att varje observation utgör en faktisk parvis jämförelse, och att borttagning av värden skulle minska antalet jämförbara par och därmed försvaga studiedesignen.

#### 3.3.1 Analys av återvätningens effekt

Skillnaderna i vattenkemi mellan återvätta och dränerade lokaler analyserades genom parvisa jämförelser, där varje återvätt lokal jämfördes med sin dränerade referenslokal. Eftersom de hydrologiska och biogeokemiska förhållandena i boreala miljöer varierar kraftigt under året undersöktes inledningsvis om data från vår- och höstprovtagningen kunde slås ihop för återvätta respektive dränerade lokaler. Detta testades genom att jämföra koncentrationerna mellan vår och höst separat för de återvätta lokalerna och separat för de dränerade referenslokalerna med ett parat Wilcoxon signed-rank test. Testet är lämpligt för beroende (parade) observationer och kräver inte att data är normalfördelade, vilket gör det lämpligt för snedfördelade data och förekomst av extremvärden (Helsel et al. 2020). Eftersom flera variabler uppvisade statistiskt signifikanta säsongsskillnader genomfördes de fortsatta analyserna separat för vår och höst.

För varje vattenkemisk variabel beräknades därefter skillnaden i koncentration mellan återvätt och dränerad referens inom samma par ( $\Delta = \text{återvätt} - \text{dränerad}$ ). Denna parvisa differens används genomgående i studien som ett mått på återvätningens effekt på vattenkemin och benämns *återvätningseffekten* ( $\Delta$ ). Ett positivt  $\Delta$ -värde indikerar därmed högre koncentration i den återvätta lokalen jämfört med referensen, medan ett negativt  $\Delta$ -värde indikerar lägre koncentration.

Fördelningen av  $\Delta$  undersöktes för samtliga vattenkemiska variabler med Shapiro-Wilk-test samt genom visuell inspektion av histogram och normalfördelningsdiagram (QQ-plots). Fördelningarna avvek generellt från normalfördelning och uppvisade dessutom flera extremvärden. För att utvärdera om återvätningseffekten var statistiskt signifikant användes därför ett parat Wilcoxon-test på  $\Delta$ -värdena i stället för ett parat t-test. Av samma skäl redovisas återvätningseffekten i resultatdelen med medianer i stället för medelvärden, eftersom medianen påverkas mindre av enstaka extremvärden och därmed ger en mer rättvisande bild av återvätningseffekten i detta datamaterial.

I resultatdelen presenteras deskriptiv statistik för respektive grupp, medianen för återvättningseffekten ( $\Delta$ ), medianen för den procentuella återvättningseffekten ( $\Delta \%$ ) samt p-värden från Wilcoxon-testet. Återvätningens effekt tolkas utifrån differensens riktning, storlek och statistiska signifikans.

### 3.3.2 Övergripande mönster i vattenkemisk respons vid återvättning

För att identifiera övergripande mönster i återvättningseffekten genomfördes en principalkomponentanalys (PCA), vilket är en statistisk metod som används för att sammanfatta variationen i flera variabler till ett mindre antal komponenter (Jolliffe & Cadima 2016). PCA användes här för att undersöka om skillnaderna mellan återvätta och dränerade lokaler (återvättningseffekten) följde ett övergripande mönster över flera vattenkemiska variabler, samt för att sammanfatta denna variation i ett mindre antal komponenter. På så sätt kunde den övergripande strukturen i återvättningseffekten beskrivas mer översiktligt utan att ett stort antal enskilda korrelationer behövde tolkas var för sig.

Analysen baserades på den parvisa återvättningseffekten ( $\Delta$ ) för ett urval av vattenkemiska variabler som bedömdes mest relevanta för studiens frågeställningar och för att beskriva den kemiska responsen vid återvättning: pH, alkalinitet, konduktivitet, TOC, absorbans (Abs<sub>420</sub>), totalkväve, ammonium, nitrit + nitratkväve, totalfosfor, fosfat och sulfat. Urvalet gjordes för att täcka de viktigaste aspekterna av återvätningens effekter på vattenkemin, inklusive förurning och buffertkapacitet, brunifiering och organiskt material, näringsämnen samt vissa redoxrelaterade förändringar. Variabler som i högre grad bedömdes spegla generell bakgrundskemi eller geologiska skillnader mellan avrinningsområden, såsom kalcium, magnesium, natrium, klorid, fluorid och kisel, exkluderades för att analysen skulle fokusera på de vattenkemiska variabler som var mest relevanta för studiens syfte och för att underlätta tolkningen av PCA:n. Konduktivitet inkluderades eftersom den ger ett samlat mått på mängden lösta joner i vattnet och därmed kan fånga övergripande skillnader i joninnehåll mellan lokalerna.

För att minska påverkan från extremvärden och hantera den skeva fördelningen i återvättningseffekten transformerades variablerna före analysen. Eftersom återvättningseffekten innehåller både positiva och negativa värden användes invers hyperbolisk sinus (asinh), vilken till skillnad från logaritmering kan hantera både nollvärden och negativa tal. Transformationen är nära linjär vid små värden och mer logaritmisk vid större värden, vilket gör att extremvärden får mindre genomslag samtidigt som variation nära noll bevaras.

Samtliga variabler centerades och skalades till enhetsvarians före analysen för att möjliggöra jämförelse mellan variabler med olika enheter och storleksordning. Detta innebär att resultatet beskriver *relativa* mönster i hur variablerna förhåller sig till varandra, snarare än absoluta skillnader i koncentration.

### **3.3.3 Analys av återvätningseffekten i relation till avrinningsområdets egenskaper**

För att undersöka om variationen i återvätningseffekt mellan lokaler kunde kopplas till skillnader i avrinningsområdenas egenskaper analyserades sambanden mellan återvätningseffekten och de landskapsvariabler som fanns tillgängliga för respektive avrinningsområde.

För varje lokalpar användes landskapsvariabler från den återvätta lokalens avrinningsområde, eftersom avrinningsområdena i vissa fall skilde sig något åt inom paret. Den återvätta lokalen användes eftersom den bedömdes bäst representera de lokala förhållanden som faktiskt påverkats av återvätningen. De inkluderade landskapsvariablerna var marktäcke (andelar av skogsmark, våtmark, torvmark och kalhygge), markegenskaper (medeltorvdjup), topografi (höjd över havet), geografiskt läge (latitud) samt avrinningsområdets storlek.

Inledningsvis analyserades sambanden mellan återvätningseffekten och enskilda landskapsvariabler explorativt samt den inbördes korrelationen mellan landskapsvariablerna. Resultaten av dessa analyser redovisas i Bilaga B: Inbördes korrelation mellan landskapsvariabler och Bilaga C: Korrelation mellan återvätningseffekten och enskilda landskapsvariabler. Eftersom flera landskapsvariabler var starkt korrelerade och i stor utsträckning beskrev samma typer av landskapsförhållanden, särskilt variabler kopplade till torv- och våtmarksutbredning, användes PCA för att sammanfatta avrinningsområdets egenskaper till ett mindre antal övergripande landskapsgradienter.

Sambanden mellan återvätningseffekt och de resulterande två första principalkomponenterna (PC1 och PC2) analyserades därefter med Spearmans rangkorrelation. Analyserna genomfördes separat för vår- och höstprovtagningen. För att minska risken för övertolkning beräknades 95 % konfidensintervall för respektive korrelation, där samband endast betraktades som statistiskt signifikanta om konfidensintervallet inte överlappade noll.

Därutöver analyserades sambanden mellan återvätningseffekten och tid sedan återvätning för de våtmarkspar där uppgifter om tid sedan återvätning fanns tillgängliga. Detta var 27 par under våren och 19 under hösten, vilket beror på att vissa lokaler även saknade data vid höstprovtagningen till följd av torra förhållanden som förhindrade provtagning. Sambanden analyserades med Spearmans rangkorrelation, separat för vår och höst, och resultaten redovisas i Bilaga C: Korrelation mellan återvätningseffekten och enskilda landskapsvariabler och Bilaga D: Samband mellan återvätningseffekten och tid sedan återvätning.

### **3.3.4 Markens näringsstatus i relation till återvätningseffekten**

För att vidare undersöka om lokala förhållanden kan förklara variationen i återvätningseffekten, undersöktes sambandet mellan återvätningseffekten och C/N-kvoten i de dränerade referenslokalerna. Analysen syftade till att testa om storleken på återvätningseffekten samvarierade med om marken i avrinningsområdet kan antas vara mer näringsrik eller näringsfattig.

Som indikator för näringsstatus användes den molära kol/kväve-kvoten (C/N-kvoten) i avrinnande vatten. C/N-kvoten används ofta som en proxy för relativa näringsförhållanden i

mark, där låga värden indikerar högre kvävetillgänglighet i relation till kol (nettomineralisering), medan höga värden kan tyda på mer kvävebegränsade förhållanden (Högberg et al. 2021; SLU 2024b). I svenska skogsjordar indikerar exempelvis kvoter under 20 ofta god näringstillgång, medan värden över 30 tyder på näringsfattiga förhållanden (Högberg et al. 2021).

I denna studie beräknades kvoten utifrån koncentrationer av TOC och totalkväve i avrinnande vatten från de dränerade referenslokalerna, som antogs bäst representera markens ursprungliga status innan återvätning. För varje lokal användes ett representativt C/N-värde beräknat som medelvärdet av vår- och höstprovtagningen, för att minska påverkan av säsongsspecifik variation.

Sambanden mellan C/N-kvot och återvätningseffekt analyserades med Spearmans rangkorrelation. Spearmans rangkorrelation användes framför Pearsons korrelation, eftersom det inte gick att anta ett linjärt samband mellan variablerna. Analysen inkluderade näringsämnen som bedömts mest relevanta (Tot-N,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , Tot-P och  $\text{PO}_4\text{-P}$ ), för att se om markens ursprungliga näringsstatus innan återvätning kunde bidra till att förklara varför vissa lokalpar fick större skillnader i återvätningseffekt än andra.

För att även undersöka i vilka typer av avrinningsområden låg respektive hög C/N-kvot förekom analyserades korrelationen mellan C/N-kvoten och ett urval av avrinningsområdets egenskaper: avrinningsområdets storlek, höjd över havet, latitud samt andelen skogsmark, torvmark och våtmark.

## 4 Resultat

Nedan redovisas resultaten för de vattenkemiska variabler som bedömts ha störst betydelse för nedströms vattenkvalitet, med fokus på TOC, näringsämnen och pH. Därutöver beskrivs kortfattat resultat för vissa ytterligare variabler som kan bidra till tolkningen av underliggande processer, såsom redoxförhållanden och mark-vatteninteraktioner (till exempel kalium och sulfat). En tabell med övrig analyserad vattenkemi redovisas i Bilaga E: Övrig analyserad vattenkemi.

### 4.1 Skillnader i vattenkemi mellan återvätta och dränerade våtmarker

Under både vår- och höstprovtagningen uppvisade flera vattenkemiska variabler tydliga systematiska skillnader mellan återvätta och dränerade våtmarker. De mest framträdande skillnaderna observerades för TOC, absorbans, totalkväve, ammonium, totalfosfor och fosfat, där nivåerna i de återvätta våtmarkerna generellt var högre än i de dränerade referenslokalerna (Tabell 1 och Figur 2).

#### Vår

Under våren var koncentrationerna av TOC, totalkväve, totalfosfor, ammonium, fosfat samt absorbansvärden signifikant högre i de återvätta våtmarkerna jämfört med de dränerade lokalerna. Medianen för återvätningseffekten ( $\Delta$ ) var  $+9,6 \text{ mg L}^{-1}$  för TOC,  $+520 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$  för totalkväve och  $+16,7 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$  för totalfosfor, motsvarande relativa skillnader på  $+41 \%$ ,  $+90 \%$  respektive  $+135 \%$  (samtliga  $p < 0,001$ ). För ammonium var median  $\Delta +42 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ , motsvarande  $+463 \%$  ( $p < 0,001$ ).

Även absorbansen var högre i de återvätta lokalerna, motsvarande  $+34 \%$  ( $p = 0,002$ ). För pH var median  $\Delta = -0,16$  ( $p = 0,058$ ), medan alkaliniteten uppvisade små skillnader mellan lokaltyperna (median  $\Delta = -0,02 \text{ meq L}^{-1}$ ,  $p = 0,396$ ).

#### Höst

Under höstprovtagningen kvarstod samma övergripande mönster, med högre halter av TOC, totalfosfor, fosfat, ammonium, totalkväve och absorbans i de återvätta våtmarkerna. TOC uppvisade då en median återvätningseffekt på  $+14,7 \text{ mg L}^{-1}$ , motsvarande  $+51 \%$  ( $p = 0,007$ ). För totalkväve var medianeffekten  $+347 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ , vilket motsvarade  $+67 \%$  ( $p < 0,001$ ). För totalfosfor var medianeffekten  $+11,1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ , motsvarande  $+88 \%$  ( $p = 0,003$ ). För ammonium var median  $\Delta +37 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ , motsvarande  $+277 \%$  ( $p = 0,006$ ), medan absorbans uppvisade en relativ skillnad på  $+73 \%$  ( $p = 0,004$ ).

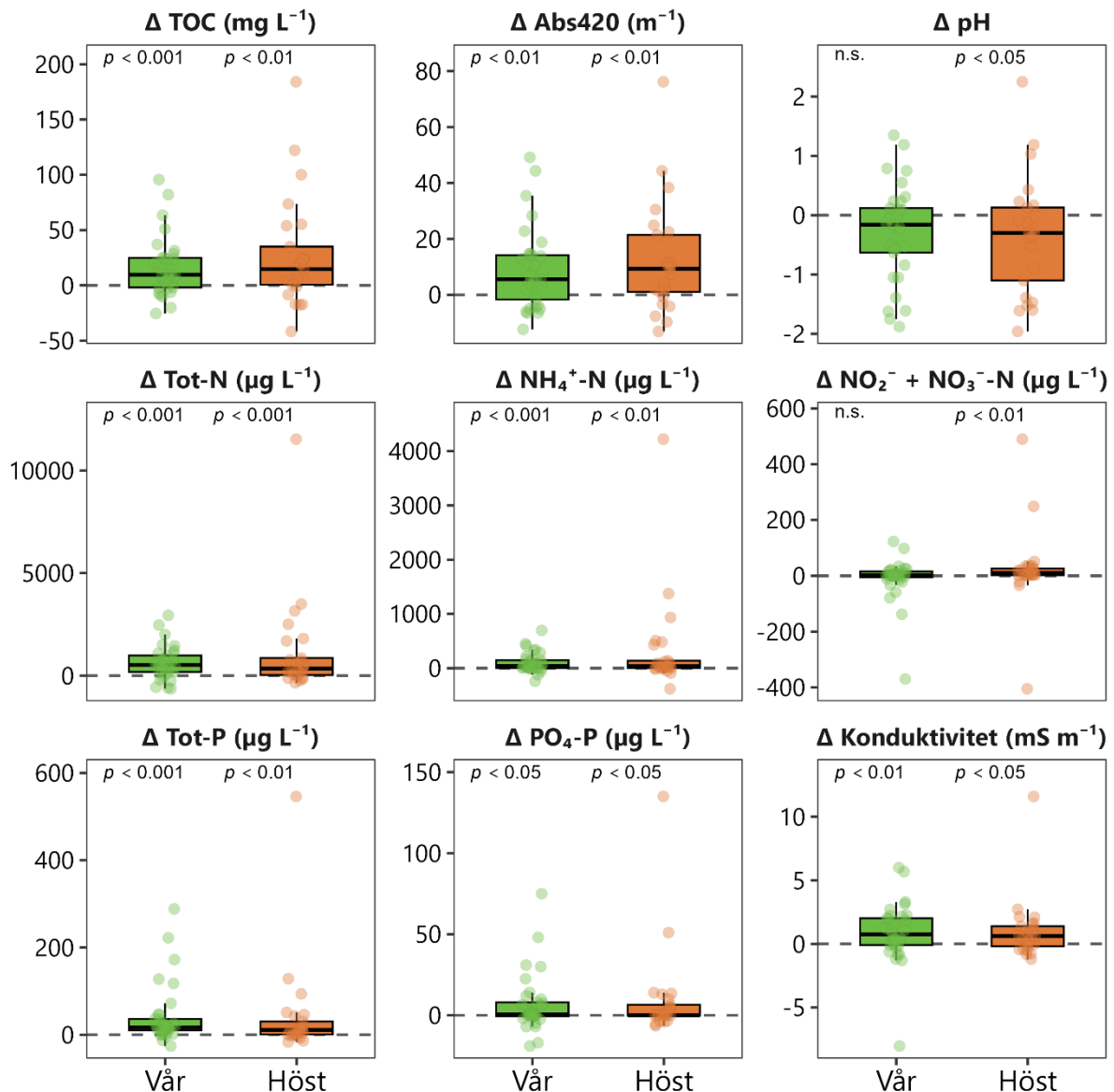
Till skillnad från våren var även nitrit/nitrat-koncentrationen signifikant högre i de återvätta lokalerna under hösten, med median  $\Delta = +10 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$  och en relativ skillnad på  $+180 \%$  ( $p = 0,005$ ). pH var signifikant lägre (median  $\Delta = -0,30$ ,  $p = 0,048$ ), medan alkaliniteten även under hösten uppvisade små och osäkra skillnader (median  $\Delta = -0,06 \text{ meq L}^{-1}$ ,  $p = 0,080$ ).

Utöver TOC och näringsämnen uppvisade även vissa andra vattenkemiska variabler statistiskt signifikanta skillnader mellan återvätta och dränerade lokaler. Konduktivitet och kalium var signifikant högre i de återvätta våtmarkerna under både vår och höst, medan kisel var lägre under våren och sulfat lägre under hösten. För övriga analyserade variabler var skillnaderna i regel små och utan något tydligt eller konsekvent mönster mellan säsongerna. Dessa variabler

redovisas i Bilaga E: Övrig analyserad vattenkemi och används främst som stöd i tolkningen av underliggande processer.

**Tabell 1.** Jämförelse av vattenkemi mellan referenslokaler (fortsatt dränerade) och återvätta våtmarker, uppdelat efter säsong. Värderna redovisas som median för respektive grupp som helhet, med första och tredje kvartil (Q1–Q3) inom parentes. Median  $\Delta$  anger medianen av de parvisa skillnaderna i koncentration eller värde mellan återvätt och referens inom varje våtmarkspar ( $\Delta = \text{återvätt} - \text{referens}$ ), där positiva värden indikerar högre halter i återvätta våtmarker. Median  $\Delta\%$  anger medianen av de procentuella skillnaderna mellan paren. Statistisk signifikans testades med parat Wilcoxon signed-rank-test; fetstil markerar signifikanta skillnader ( $p < 0,05$ ).

Variabel	Säsong	Referens	Återvätt	Median $\Delta$	Median $\Delta\%$	<i>p</i>
		Median (Q1-Q3)	Median (Q1-Q3)			
<b>Försurning</b>						
pH	Vår	5,59 (4,86–6,18)	4,74 (4,39–5,96)	-0,16	–	0,058
	Höst	5,49 (4,46–5,77)	4,68 (4,21–5,27)	-0,30	–	<b>0,048</b>
Alkalinitet (meq L <sup>-1</sup> )	Vår	0,04 (-0,03–0,19)	-0,04 (-0,15–0,22)	-0,02	-19 %	0,396
	Höst	0,06 (-0,09–0,10)	-0,07 (-0,18– -0,01)	-0,06	-78 %	0,080
<b>Kol &amp; brunifiering</b>						
TOC (mg L <sup>-1</sup> )	Vår	26,8 (22,0–40,3)	38,9 (31,2–51,5)	+9,6	+41 %	<b>&lt;0,001</b>
	Höst	28,7 (21,5–35,1)	43,4 (33,4–66,4)	+14,7	+51 %	<b>0,007</b>
Abs420 (m <sup>-1</sup> )	Vår	12,7 (9,6–17,1)	19,1 (12,3–26,8)	+5,6	+34 %	<b>0,002</b>
	Höst	11,4 (8,8–13,5)	18,3 (12,7–29,1)	+9,3	+73 %	<b>0,004</b>
<b>Kväve</b>						
Tot-N (µg L <sup>-1</sup> )	Vår	682 (498–1370)	1300 (958–1960)	+520	+90 %	<b>&lt;0,001</b>
	Höst	648 (447–986)	1140 (763–1490)	+347	+67 %	<b>&lt;0,001</b>
NH <sub>4</sub> -N (µg L <sup>-1</sup> )	Vår	17 (9–59)	102 (33–195)	+42	+463 %	<b>&lt;0,001</b>
	Höst	13 (8–24)	49 (20–147)	+37	+277 %	<b>0,006</b>
NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> -N (µg L <sup>-1</sup> )	Vår	11 (4–34)	15 (8–25)	+2	+60 %	0,491
	Höst	6 (4–15)	26 (8–34)	+10	+180 %	<b>0,005</b>
<b>Fosfor</b>						
Tot-P (µg L <sup>-1</sup> )	Vår	17,1 (10,5–44,6)	35,9 (21,4–70,1)	+16,7	+135 %	<b>&lt;0,001</b>
	Höst	13,8 (8,5–20,9)	20,7 (14,0–40,6)	+11,1	+88 %	<b>0,003</b>
PO <sub>4</sub> -P (µg L <sup>-1</sup> )	Vår	3,0 (0,5–9,0)	6,0 (2,0–12,0)	+0,5	+100 %	<b>0,046</b>
	Höst	0,5 (0,5–4,0)	2,0 (0,5–7,0)	0,0	0 %	<b>0,035</b>



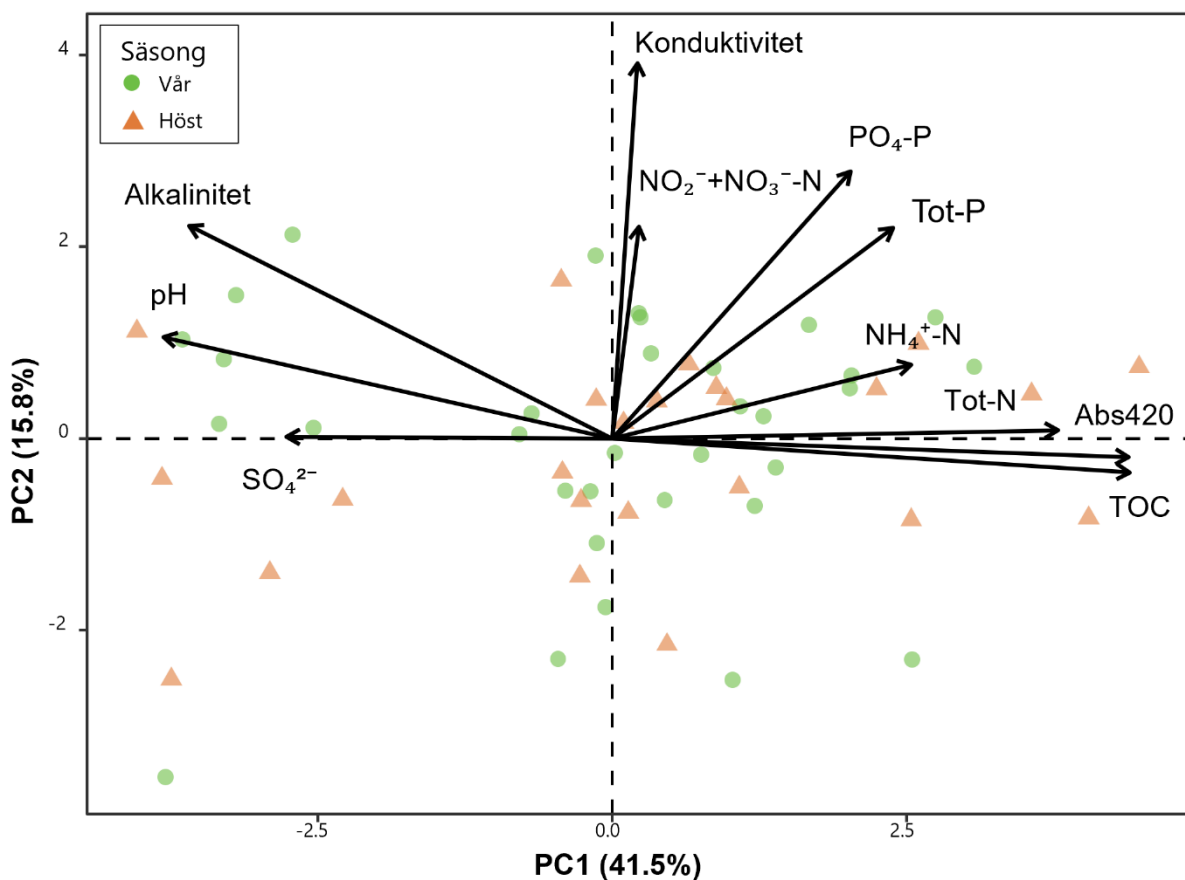
**Figur 2.** Fördelning av parvisa skillnader i vattenkemi ( $\Delta$  = återvätt – referens) mellan återvätta våtmarker och dränerade referenser, uppdelat efter säsong. Positiva  $\Delta$ -värden indikerar högre värden för återvätta lokaler. Boxarnas mittenstreck visar median och över/underkant interkvartilavstånd (IQR). Lodräta linjer sträcker sig till max,  $1,5 \times$  IQR. Cirklar representerar enskilda värden för att illustrera spridningen. Statistisk signifikans baseras på parat Wilcoxon signed-rank-test; n.s. anger ej signifikanta resultat ( $p > 0,05$ ).

## 4.2 Övergripande mönster i återvätningseffekten

PCA-analysen användes för att undersöka hur återvätningseffekten för enskilda vattenkemiska variabler förhåller sig till varandra. Analysen visade att de två första principalkomponenterna (PC1 och PC2) tillsammans förklarade cirka 57 % av variationen i återvätningseffekten (Figur 3). I figuren representerar pilarna de enskilda variablerna, där pilarnas riktning och inbördes vinklar visar hur återvätningseffekten för variablerna förhåller sig till varandra, medan deras längd visar hur väl respektive variabel representeras av de två första komponenterna. Varje punkt motsvarar ett enskilt lokalpar, och dess placering i figuren visar hur återvätningseffekten i lokalparet förhåller sig till de övergripande mönster som beskrivs av

variablerna. Punkter nära varandra indikerar alltså lokalpar där återvättningseffekten var liknande.

Den första principalkomponenten (PC1) förklarade 41,5 % av variationen och fångade det tydligaste övergripande mönstret i materialet. Längs denna axel låg TOC, absorbans, totalkväve och ammonium nära varandra, vilket visar att lokalpar med stor återvättningseffekt för TOC ofta också hade stor återvättningseffekt för absorbans, totalkväve och ammonium. I motsatt riktning låg pH, alkalinitet och sulfat. Det innebär att lokalpar med högre halter av organiskt material och kväve i de återvätta lokalerna ofta samtidigt uppvisade lägre pH, lägre alkalinitet och lägre sulfathalter jämfört med referenslokalerna.



**Figur 3.** Principalkomponentanalys (PCA) baserad på den parvisa återvättningseffekten ( $\Delta = \text{återvätt} - \text{referens}$ ) för vår- och höstprovtagningar. Axlarna PC1 och PC2 representerar de två principalkomponenter som tillsammans förklarar störst del av variationen i återvättningseffekten. Pilarna representerar enskilda vattenkemiska variabler, där pilarnas längd visar hur väl respektive variabel beskrivs av PC1 och PC2, och pilarnas riktning och inbördes vinklar visar hur variablerna samvarierar. Varje punkt representerar ett lokalpar vid ett provtagningstillfälle (vår eller höst), och punktens placering visar hur den samlade återvättningseffekten förhåller sig till de mönster som beskrivs av PC1 och PC2. Punkter som ligger nära varandra uppvisar liknande kemiska förändringar vid återvättning.

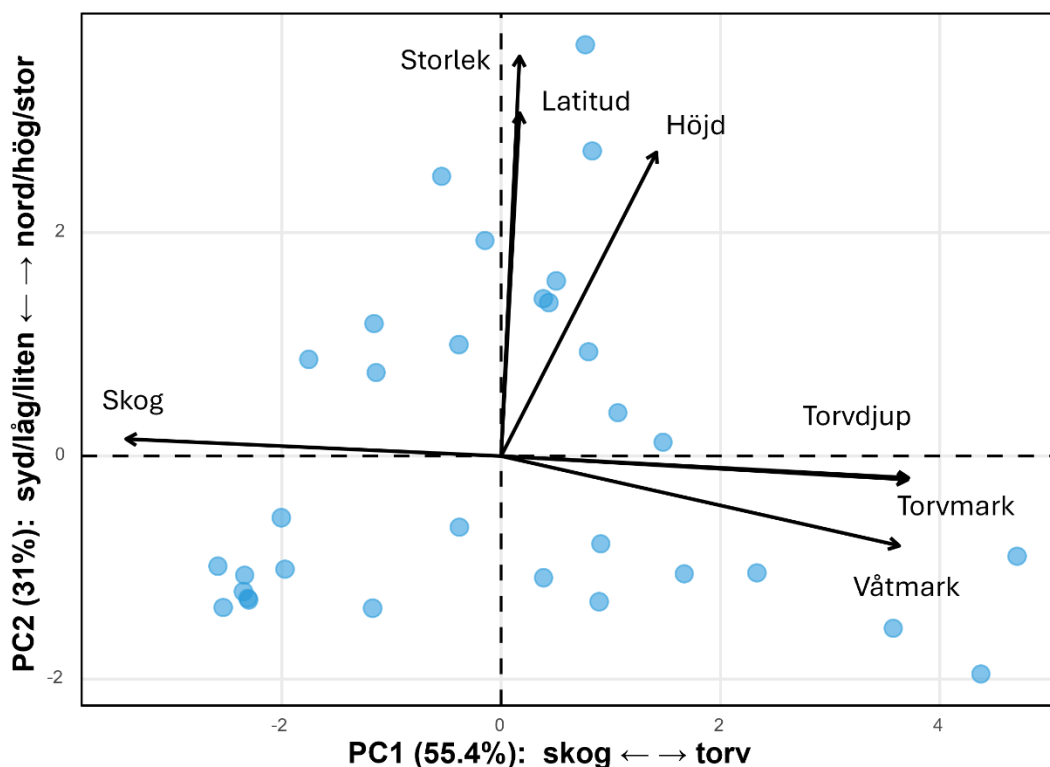
Den andra principalkomponenten (PC2) förklarade ytterligare cirka 16 % av variationen. Längs denna axel låg framför allt konduktivitet, och i viss mån även totalfosfor och fosfat. Totalfosfor och fosfat samvarierade därmed inte lika tydligt med TOC, absorbans, totalkväve och ammonium, utan följde det dominerande mönstret längs PC1 svagare.

Sammantaget visar analysen att skillnaden mellan återvätt och referens ofta var stor samtidigt för TOC, absorbans, totalkväve och ammonium. I dessa lokalpar var pH, alkalinitet och sulfat ofta lägre i den återvätta lokalen. Notera att analysen beskriver de dominerande mönstren i datasetet, vilket innebär att det fortfarande finns en betydande variation som inte fångas av de två första komponenterna.

### 4.3 Avrinningsområdets påverkan på återvätningseffekten

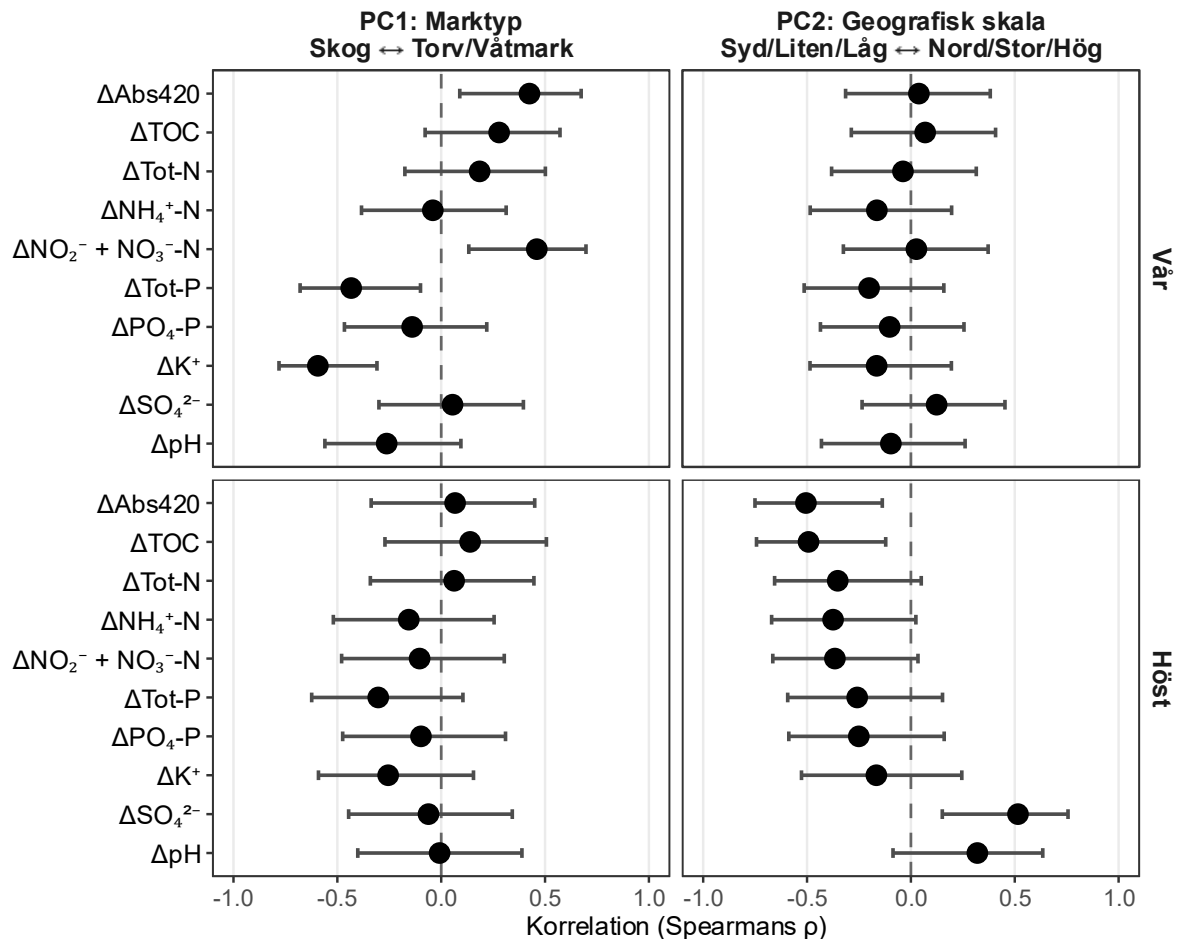
För att undersöka om den stora variationen i återvätningseffekt som observerats mellan lokaler (se Figur 2) kunde relateras till skillnader i avrinningsområdets karaktär, analyserades sambandet mellan återvätningseffekt ( $\Delta$ ) och övergripande avrinningsområdeskaraktäristik.

Avrinningsområdenas egenskaper sammanfattades först med PCA, som identifierade två tydliga gradienter vilka tillsammans förklarade 86 % av variationen i avrinningsområdenas karaktäristik (Figur 4). PC1 förklarade 55 % av variationen och beskrev en marktypsgradient, från skogsdominerade avrinningsområden till områden med hög andel torvmark, våtmark samt större medeltorvdjup. PC2 förklarade 31 % av variationen och beskrev en geografisk gradient, från mindre, sydligare och lågt belägna avrinningsområden till större, nordligare och högre belägna avrinningsområden.



**Figur 4:** Principalkomponentanalys (PCA) av avrinningsområdenas egenskaper baserad på avrinningsområdesdata för den återvätta lokalen i varje par ( $n = 33$ ). Inkluderade variabler var andel (%) skog, våtmark och torv, medeltorvdjup (cm), avrinningsområdets storlek (ha), höjd över havet (m) samt latitud. Punkterna representerar avrinningsområdena, baserat på landskapsdata från den återvätta lokalen i varje par. Pilarna visar riktning och relativ betydelse för respektive variabel. PC1 beskriver en marktypsgradient från skogsdominerade till torv-/våtmarksdominerade avrinningsområden. PC2 beskriver en geografisk gradient som främst sammanfaller med latitud och samvarierande skillnader i höjd och avrinningsområdets storlek.

Sambanden mellan återvätningseffekten ( $\Delta$ ) och de två identifierade landskapsgradienterna analyserades därefter med Spearmans rangkorrelation (Figur 5). Sambanden bedömdes som statistiskt signifikanta när 95 % konfidensintervallet för korrelationen inte överlappade noll, vilket ungefär motsvarar  $p < 0,05$ .



**Figur 5.** Spearmans rangkorrelation ( $\rho \pm 95\%$  konfidensintervall) mellan återvätningseffekten ( $\Delta = \text{återvätt} - \text{dränerad}$ ) och de två övergripande landskapsgradienterna. PC1 beskriver en marktypsgradient från skogsdominerade till torv- och våtmarksdominerade avrinningsområden. PC2 beskriver en geografisk gradient från sydliga, små, lågt belägna avrinningsområden till nordliga, större och högre belägna avrinningsområden. En positiv korrelation innebär att skillnaden mellan återvätt och dränerade lokaler ökar längs den aktuella gradienten. Resultaten redovisas separat för vår- och höstprovtagningen. Samband betraktas som statistiskt signifikanta när 95 % konfidensintervallet inte överlappar med noll (motsvarande cirka  $p < 0,05$ ).

Under vårprovtagningen sågs flera signifikanta samband med marktypsgradienten (PC1). Absorbans ( $\rho = 0,425$ ) och nitrit/nitrat ( $\rho = 0,460$ ) hade positiva samband med PC1, vilket innebär att återvätningseffekten för dessa variabler var större i avrinningsområden med högre andel torvmark och våtmark. TOC visade en liknande tendens ( $\rho = 0,279$ ), men sambandet var inte statistiskt signifikant. För totalfosfor ( $\rho = -0,433$ ) och kalium ( $\rho = -0,594$ ) sågs i stället negativa samband, vilket innebär att återvätningseffekten var större i mer skogsdominerade avrinningsområden och mindre i mer torv- och våtmarksdominerade områden.

Under höstprovtagningen var kopplingen till marktypsgradienten svagare. I stället framträdde flera samband med den geografiska gradienten (PC2). TOC ( $\rho = -0,493$ ) och absorbans ( $\rho = -0,505$ ) hade signifikanta negativa samband med PC2, vilket innebär att återvätningseffekten

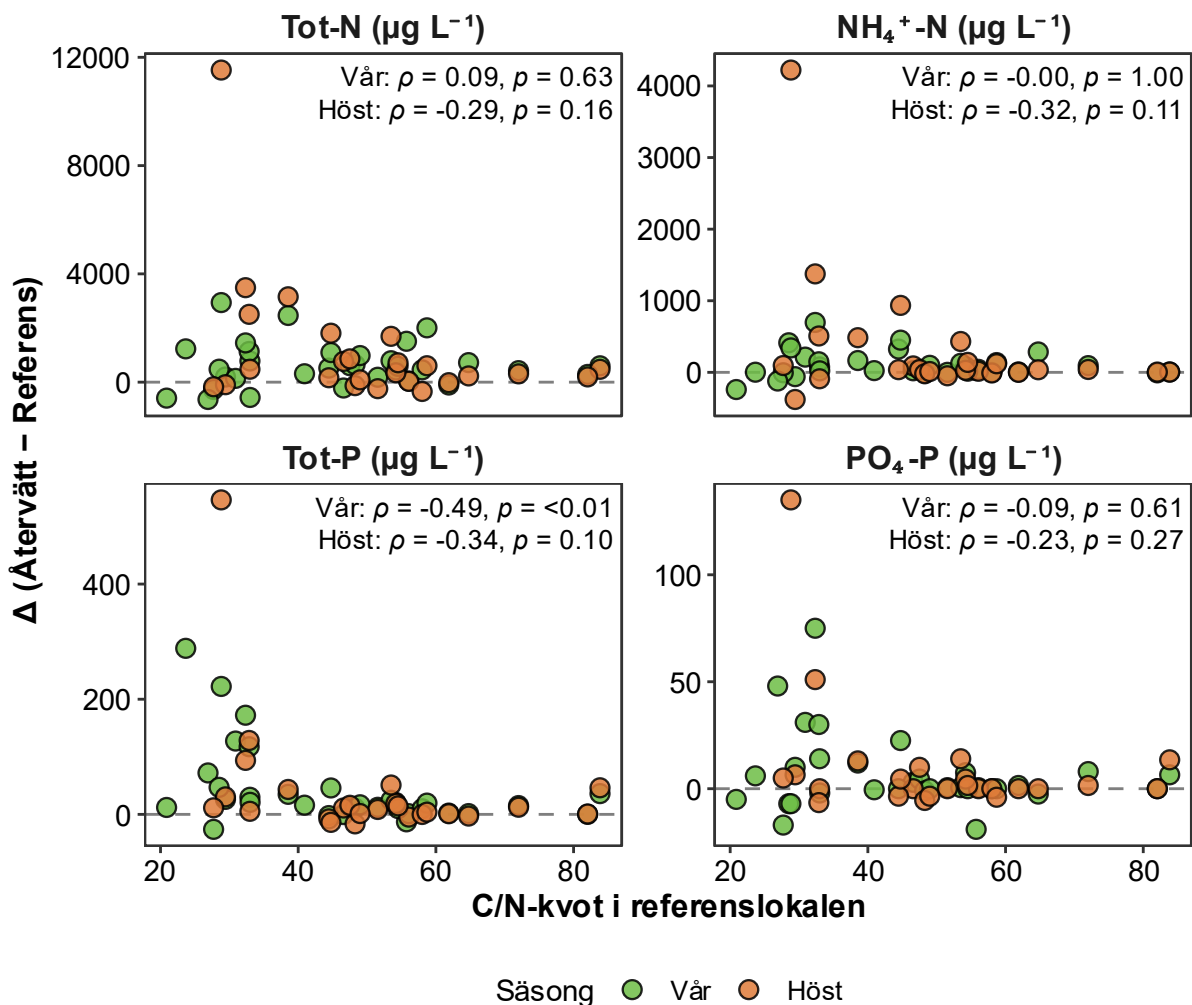
för dessa variabler var större i mindre, sydligare och lägre belägna avrinningsområden. Samtliga undersökta näringsämnen visade samma riktning, men med större osäkerhet och utan statistiskt signifikanta samband. Sulfat utgjorde däremot ett tydligt undantag, med ett signifikant positivt samband med PC2 ( $\rho = 0,515$ ), vilket innebär att återvätningseffekten för sulfat i stället var större i större, nordligare och högre belägna avrinningsområden.

Sammanfattningsvis visar analysen att variationen i återvätningseffekt under våren var tydligare kopplad till marktypsgradienten (PC1), medan variationen under hösten i större utsträckning följde den geografiska gradienten (PC2). Notera att resultaten endast beskriver hur storleken på återvätningseffekten varierar, snarare än att de absoluta koncentrationerna nödvändigtvis är högre längs gradienterna. Sambanden mellan återvätningseffekten och tid sedan återvätning var överlag svaga och utan något tydligt mönster (Bilaga C: Korrelation mellan återvätningseffekten och enskilda landskapsvariabler och Bilaga D: Samband mellan återvätningseffekten och tid sedan återvätning). Tolkningen försvåras dessutom av att fördelningen av lokaler över tid var ojämn, med få observationer vid längre tidsintervall och ett tydligt glapp i data.

#### **4.4 Markens näringsstatus (C/N) som förklaring till variation i återvätningseffekt**

Återvätningseffekten för kväve och fosfor uppvisade överlag svaga till måttliga samband med C/N-kvoten i de dränerade referenslokalerna (Figur 6). Det tydligaste sambandet sågs för totalfosfor, där korrelationen var negativ och starkast under våren ( $\rho = -0,49$ ,  $p < 0,01$ ). Det innebär att skillnaden i totalfosfor mellan återvätt och referens oftare var större i lokaler med lägre C/N-kvot, alltså i lokaler som indikerade relativt mer näringsrika förhållanden. Under hösten var sambandet för totalfosfor också negativt, men svagare och inte statistiskt signifikant. För totalkväve, ammonium och fosfat var sambanden svaga och utan något lika tydligt mönster. Sammantaget tyder resultaten på att markens näringsstatus, uttryckt som C/N-kvot i referenslokalerna, till viss del kunde bidra till att förklara variationen i återvätningseffekt, men att detta framför allt gällde totalfosfor. Detta överensstämmer också

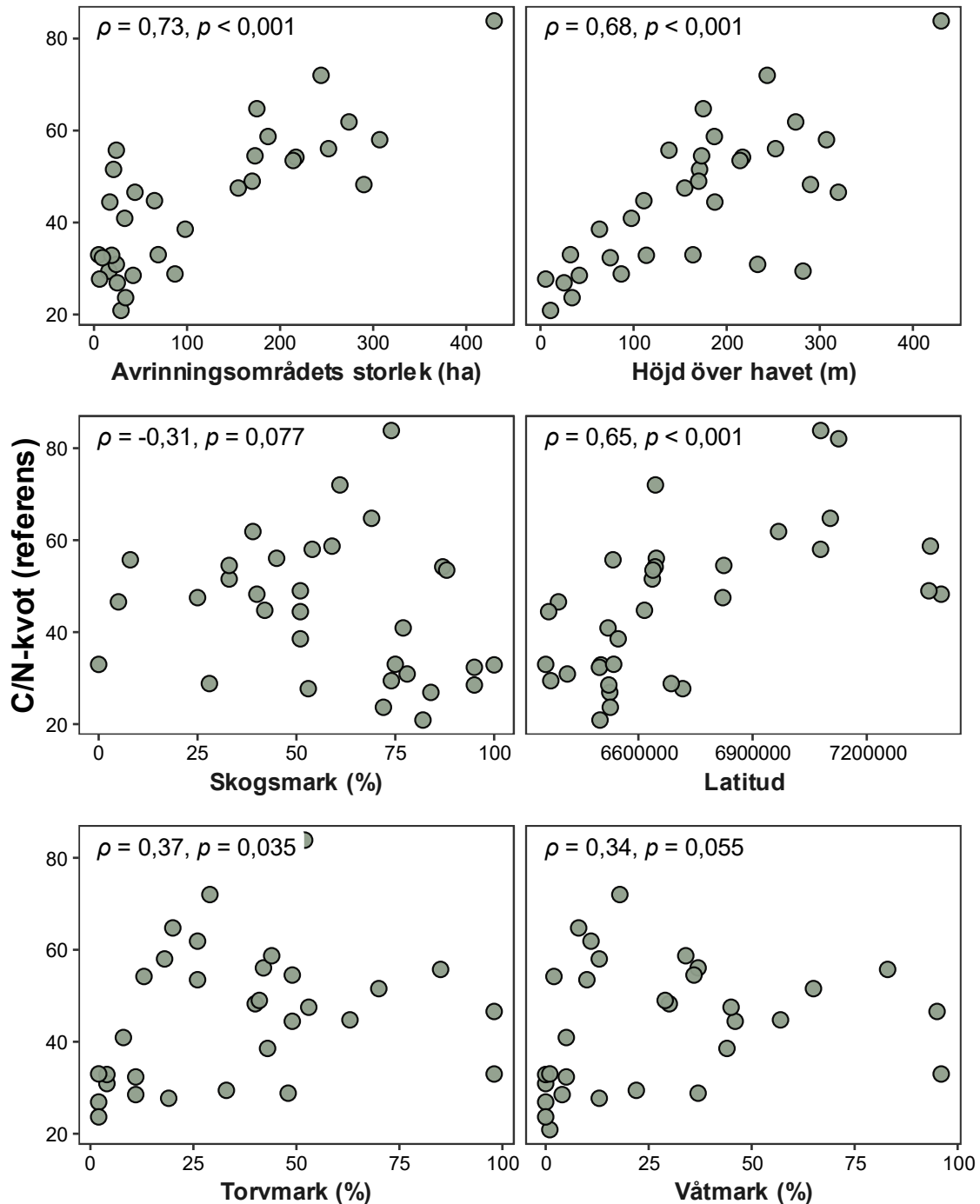
med resultaten från PCA på återvätningseffekten (Figur 3), där fosfor inte låg lika tydligt följde det dominerande mönstret längs PC1 som TOC, absorbans, totalkväve och ammonium.



**Figur 6.** Samband mellan C/N-kvoten i de dränerade referenslokalerna och återvätningseffekten ( $\Delta =$  återvätt – referens) för Tot-N,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , Tot-P och  $\text{PO}_4\text{-P}$ . C/N-kvoten beräknades som medelvärdet av vår- och höstprovtagningen och används här som ett mått på markens ursprungliga näringsstatus före återvätning. Varje punkt representerar ett provtagningspar och är färgkodad efter säsong. I varje panel anges Spearmans  $\rho$  och tillhörande  $p$ -värde separat för vår och höst.

#### 4.5 Avrinningsområdets koppling till C/N-kvoten

Korrelationsanalysen mellan C/N-kvoten i referenslokalerna och avrinningsområdenas egenskaper visade flera tydliga samband (Figur 7). De starkaste sambanden sågs för avrinningsområdets storlek, höjd över havet och latitud, där C/N-kvoten ökade signifikant med samtliga tre variabler ( $\rho = 0,73, 0,68$  respektive  $0,65$ ; samtliga  $p < 0,001$ ). Lägre C/N-kvot, vilket här indikerar relativt mer näringsrika förhållanden, förekom alltså främst i mindre, lägre belägna och sydligare avrinningsområden.



**Figur 7.** Samband mellan C/N-kvoten i de dränerade referenslokalerna och utvalda egenskaper i avrinningsområdet. C/N-kvoten används här som en proxy för markens relativa näringsstatus och beräknades som medelvärdet av vår- och höstprovtagningen i referenslokalerna. Varje punkt representerar ett våtmarkspar. I varje panel anges Spearmans  $\rho$  och tillhörande  $p$ -värde.

För övriga landskapsvariabler var sambanden med markens näringsinnehåll svagare. Andelen skogsmark i avrinningsområdet hade ett svagt negativt samband med C/N-kvoten, men detta var inte statistiskt signifikant. Torvmarks- och våtmarksandel hade i stället positiva samband med C/N-kvoten. Sambandet med torvmark var signifikant ( $\rho = 0,37, p = 0,035$ ), medan sambandet med våtmark var svagare och låg nära signifikansgränsen ( $\rho = 0,34, p = 0,055$ ).

Detta tyder på att C/N-kvoten i första hand var relaterad till avrinningsområdenas storlek, höjd över havet och geografiska läge. Relativt mer näringsrika förhållanden (låg C/N-kvot) återfanns främst i mindre, lägre belägna och sydligare avrinningsområden, medan högre C/N-kvoter var vanligare i större, högre belägna och nordligare områden.

## 5 Diskussion

Syftet med denna studie var att genom parvisa jämförelser undersöka om vattenkemin skiljer sig mellan återvätta och dränerade våtmarker. Resultaten visar att återvätta lokaler generellt hade högre halter av TOC och flera näringsämnen samt högre absorbans, samtidigt som pH i flera fall var lägre (Tabell 1; Figur 3). Spridningen i återvättningseffekt var dock stor mellan lokaler, och mönstren skilde sig delvis mellan vår och höst. Det tyder på att lokala förhållanden och hydrologi vid provtagningstillfället har stor betydelse för observerade skillnader i vattenkemi i avrinnande vatten från våtmarkerna.

### 5.1 Övergripande effekter på TOC och näringsämnen

En av de mest genomgående skillnaderna mellan återvätta våtmarker och dränerade referenser var högre halter av TOC och högre absorbans för de återvätta våtmarkerna. Sammantaget innebär detta att utloppsvattnet från de återvätta markerna ofta innehöll mer kol och var brunare. Effekten var påtaglig; i median var den parvisa skillnaden för TOC cirka +41 % under våren och +51 % under hösten, medan motsvarande siffror för absorbans var +34 % respektive +73 % (Tabell 1). Detta stämmer väl överens med tidigare studier där återvättning ofta har lett till högre halter av DOC och brunare vatten, särskilt under de första åren efter åtgärd (Koskinen et al. 2017; Menberu et al. 2017). Ett liknande mönster har även observerats i ett näringsfattigt nordligt system, där både halter och export av akvatiskt kol ökade efter återvättning (Zannella et al. 2025). Eftersom majoriteten av våtmarkerna i denna studie hade återvåtts 1–4 år före provtagningen ligger resultaten också huvudsakligen inom samma tidsperspektiv som de studier som rapporterat förhöjda DOC-halter kort efter åtgärd.

En trolig förklaring till de högre DOC- eller TOC-koncentrationerna är att den höjda grundvattennivån efter återvättning ökar kontakten med ytliga kolrika marklager, vilket kan leda till att mer redan befintligt organiskt material mobiliseras och transporteras ut (Laudon et al. 2023; Karimi et al. 2024). Detta stöds också av Wallin et al. (2025), som i en separat analys av samma datamaterial undersökte flera mått på det organiska kolets egenskaper i avrinningen, bland annat hur humuspräglat det var och hur dess sammansättning såg ut, men inte fann några tydliga skillnader mellan återvätta och dränerade lokaler i dessa mått. Tillsammans med de högre TOC-halterna talar det för att återvättning här främst gav en urspolningseffekt, där mer av befintligt organiskt kol mobiliserades hydrologiskt och transporterades ut.

Utöver TOC var även kvävehalterna generellt högre i de återvätta våtmarkerna. Den parvisa återvättningseffekten visade i median 67–90 % högre halter för totalkväve (vår/höst) och 277–463 % högre halter för ammonium jämfört med de dränerade referenserna (Tabell 1). Att just ammonium är högre är förväntat, eftersom de mer syrefattiga förhållandena som uppstår vid återvättning hämmar nitrifikationen (omvandlingen från ammonium till nitrat), vilket gör att ammonium kan ackumuleras (Reddy et al. 2022). Samtidigt utgjorde ammonium endast en mindre andel av totalkvävet (ca 4–8 % baserat på medianvärdena i grupperna), vilket tyder på att majoriteten av kvävet i utloppet är organiskt bundet. Genom PCA-analysen (Figur 4) identifierades ett övergripande mönster där återvättningseffekten för TOC, absorbans, totalkväve och ammonium samvarierade starkt (PC1). Detta stärker teorin om att de högre

koncentrationerna av kväve i första hand är kopplade till den generella urspolningen av organiskt material (här indikerat av TOC), vilket även har observerats i tidigare studier där TOC och totalkväve var korrelerade (Menberu et al. 2017).

Att koncentrationen av nitrit och nitratkväve var högre i de återvätta våtmarkerna under båda säsongerna, och i synnerhet under hösten, är däremot mer oväntat. Teoretiskt förväntas återvätning minska nitratläckaget eftersom denitrifikation (omvandling av nitrat till kvävgas) gynnas under syrefria förhållanden (Reddy et al. 2022). En möjlig förklaring är den ovanligt torra hösten 2022, vilket troligtvis påverkat avrinnande vatten från fler våtmarker än de som helt saknade vattenflöde. Vid låg vattenföring kan de övre marklagren ha förblivit relativt syresatta trots återvätningen, vilket kan tillåta fortsatt omvandling av ammonium till nitrat. När vattenflödet sedan ökar igen kan oorganiskt kväve som byggts upp spolas ut.

Koncentrationen av totalfosfor var signifikant högre i de återvätta våtmarkerna (Tabell 1; Figur 3). Högre fosforhalter efter återvätning har rapporterats i flera tidigare studier, särskilt i skogsdränerade och mer näringsrika torvmarker (Kieckbusch & Schrautzer 2007; Koskinen et al. 2017; Krishnankutty et al. 2025). Detta kan dels bero på ökad mobilisering av partikulärt och organiskt bundet material, dels på redoxprocesser där fosfat frigörs när exempelvis järn(III)-föreningar reduceras under de anaeroba förhållandena skapade av återvätningen. I denna studie utgjorde fosfat emellertid bara en mindre del av totalfosfor, ungefär 10–17 % i de återvätta lokalerna. Detta skiljer sig från Krishnankutty et al. (2025) där löst fosfat utgjorde en större andel, och tyder på att fosfor i avrinnande vatten främst förekommer som partikulärt eller organiskt bundet. Sannolikt beror de högre fosforkoncentrationerna i den här studien därmed på att organiskt material spolas ut hydrologiskt, snarare än på frisättning av fosfat via järnreduktion. Eftersom järn inte ingick i den analyserade vattenkemin är det däremot svårt att uttala sig exakt om hur stor påverkan järnreduktion haft på fosfatutlakning i de studerade våtmarkerna.

Majoriteten av våtmarkerna i studien var återvätta relativt nyligen (1–4 år sedan), vilket innebär att skillnaderna i vattenkemi främst speglar den första tiden efter åtgärd. Som tidigare nämnts beskriver flera studier en initial urspolningseffekt, där halter eller exporter av TOC, DOC och näringsämnen ofta är förhöjda under de första åren efter återvätning (Koskinen et al. 2011; 2017; Menberu et al. 2017; Nieminen et al. 2020). Hur länge dessa effekter kvarstår verkar dock variera, och i vissa fall kan de vara mer långvariga. Krishnankutty et al. (2025) fann till exempel att halterna av löst fosfat i porvatten kunde vara förhöjda i upp till 20 år efter återvätning. Eftersom den här studien bygger på två provtagningar under ett år går det dock inte att säga hur halterna kommer att utvecklas på sikt i just dessa lokaler.

Att studien bygger på en jämförande design vid samma tidpunkt innebär också att resultaten beskriver skillnader mellan återvätta och dränerade lokaler vid just provtagningstillfällena, snarare än hur de faktiskt förändras över tid vid samma lokal. Detta medför att de observerade skillnaderna inte enbart kan garanteras bero på återvätningen, även om referenslokalerna valts för att vara så lika som möjligt med avseende på avrinningsområdets karaktär. Genom att inkludera ett stort antal lokalpar minskas dock risken att lokala avvikelser påverkar de övergripande resultaten. En styrka med upplägget är just den stora geografiska spridningen,

som i denna studie omfattade både mer skogs- och mineraljordsdominerade avrinningsområden och mer torvdominerade marker över hela Sverige. Studieupplägget är därför bra för att utvärdera *generella* effekter av återvätningen. För att vidare undersöka hur koncentrationer av kol och näringsämnen faktiskt förändras över tid, och om de på sikt återgår mot lägre nivåer, skulle det dock krävas längre tidsserier med mätningar både före och efter åtgärd.

## 5.2 Försurning och redoxförhållanden

Skillnader i pH observerades mellan de återvätta och dränerade lokalerna. De återvätta våtmarkerna hade generellt ett lägre pH i det avrinnande vattnet, där medianvärden för de återvätta våtmarkerna som grupp var 4,74 under våren och 4,68 under hösten, jämfört med 5,59 respektive 5,49 i de dränerade referenserna. Ser man till den parvisa återvätningseffekten ( $\Delta$ ) var medianskillnaden  $-0,16$  under våren och  $-0,30$  under hösten, där skillnaden var statistiskt signifikant under hösten.

Buffertkapaciteten (alkalinitet/aciditet) i avrinningsvattnet var låg i både de återvätta och dränerade lokalerna. De återvätta lokalerna uppvisade i median något lägre buffertkapacitet, även om skillnaden inte var statistiskt signifikant. Att alkaliniteten genomgående var så låg tyder på en mycket begränsad motståndskraft mot försurning, vilket innebär att även relativt små förändringar i markvattnets sammansättning och tillskott av sura ämnen kan ge tydliga utslag i pH. Den låga alkaliniteten i de flesta av våtmarkerna i denna studie beror sannolikt också på låga halter av baskatjoner, till följd av svårvittrad berggrund och lågt karbonatinnehåll (Wallin et al. 2025).

En trolig förklaring till det lägre pH som observerades är därför den svaga buffertkapaciteten i kombination med högre koncentrationer av humusämnen, som innehåller svaga syror, vilket här indikeras av de högre TOC-koncentrationerna (Yang et al. 2025). Denna tolkning stöds av PCA-analysen i Figur 3, där pH och alkalinitet visade motsatt förhållande till TOC. Detta innebär att det dominerande mönstret i våtmarkerna var att lokaler med högre halter av TOC efter återvätning samtidigt också ofta hade lägre pH och alkalinitet. Ett liknande mönster har observerats i en svensk studie, där pH och buffertkapacitet minskade efter återvätning, samtidigt som DOC ökade (Laudon et al. 2025). Där kopplades pH-minskningen till en kombination av minskad buffertförmåga och högre koncentrationer av DOC, samt att vattnet i större utsträckning tappar kontakten med underliggande mineraljord med högre buffertförmåga, vilket även är en rimlig tolkning här.

Tidigare studier visar samtidigt att pH efter återvätning kan skilja sig mellan olika typer av våtmarker. Albert-Saiz et al. (2025) visade till exempel att återvätta kärr oftare hade högre pH än dränerade kärr, medan återvätta mossar ofta fortfarande hade lågt pH. De beskriver också att vattenmättade och syrefattiga förhållanden kan ge upphov till bland annat sulfatreduktion och andra processer som förbrukar vätejoner, vilket i vissa fall kan leda till högre pH efter återvätning. Samtidigt pekar resultaten från både Albert-Saiz et al. (2025) och Menberu et al. (2017) på att sådana pH-förändringar oftare blir tydligare i våtmarker med större grundvatten- och mineralpåverkan, där pH, konduktivitet och halter av baskatjoner redan från början är högre än i mer sura våtmarker med svag jonstyrka. Även Lundin et al. (2016) såg i en studie

av återvätta torvtäkter att pH ökade i den mer näringsrika lokalen men var mer stabilt i den näringsfattiga. I den här studien var pH däremot lägre i de återvätta våtmarkerna. Mot bakgrund av den i princip obefintliga buffertkapaciteten och de högre TOC-halterna är det därför rimligt att organiska syror från humusämnen hade större betydelse för pH i det avrinnande vattnet än eventuellt pH-höjande effekter som sker under syrefria förhållanden.

### 5.3 Landskapets karaktär och markens näringsstatus

För att undersöka varför återvätningseffekten varierade mellan olika lokalpar och ämnen analyserades sambanden mellan återvätningseffekt, övergripande landskapsgradienter och markens näringsstatus (uttryckt som C/N-kvot).

Som beskrevs i resultatdelen visar den första landskapsgradienten (PC1) hur avrinningsområdena varierar från att vara mer skogsdominerade till att ha en större andel torvmark, våtmark och större medeltorvdjup. Eftersom våtmarkerna i denna studie representerar en stor variation av just dessa markförhållanden, är gradienten ett användbart mått för att förstå skillnaderna i återvätningseffekt mellan lokalparen. Tidigare studier har också visat att effekterna på vattenkemin ofta skiljer sig åt beroende på marktyp och lokalens näringsstatus (Koskinen et al. 2017; Menberu et al. 2017; Krishnankutty et al. 2025).

De observerade sambanden mellan återvätningseffekt och landskapsgradienterna skilde sig mellan vår och höst (Figur 5). Under våren var återvätningseffekten för absorbans och nitrit/nitrat större i mer torv- och våtmarksdominerade avrinningsområden, medan effekten för totalfosfor och kalium var större i mer skogsdominerade avrinningsområden. Fosfor och kalium följde därmed inte samma mönster som TOC och absorbans. Detta, tillsammans med ett delvis avvikande mönster i PCA på återvätningseffekten (Figur 3), tyder på att effekterna på organiskt material och näringsämnen inte styrs av exakt samma landskapsförhållanden. För fosfor är detta särskilt intressant, eftersom det samtidigt fanns ett samband mellan större återvätningseffekt och lägre C/N-kvot. Dessa två resultat sammanföll dock inte helt; lägre C/N-kvoter var snarare vanligare i mindre, lägre belägna och sydligare avrinningsområden än i specifikt skogsdominerade områden (Figur 7). Resultaten tyder därför inte på en enda tydlig förklaring, utan på att fosforpåverkan (samt påverkan på andra ämnen) troligtvis beror på flera samverkande faktorer, där både näringsstatus, marktyp och hydrologi spelar roll.

Under hösten var återvätningseffekten för TOC, absorbans och samtliga näringsämnen större i mindre, sydligare och lägre belägna avrinningsområden. Att mönstren skilde sig mellan vår och höst kan bero på skillnader i hydrologi, temperatur och vegetation mellan säsongerna. Det är också svårt att bedöma om de observerade skillnaderna enbart beror på naturliga säsongsvariationer, eller om de är en effekt av de ovanligt torra väderförhållandena under hösten 2022. Låg vattenföring kan bland annat ha förändrat transportvägarna i marken och minskat utspädningen i det avrinnande vattnet.

För att bedöma markens näringsstatus användes den molära C/N-kvoten i avrinnande vatten från referenslokalerna. En låg C/N-kvot indikerar ett mer kväverikt och mer nedbrutet organiskt material, och därmed mer näringsrika förhållanden (Högberg et al. 2021; SLU 2024b). I den här studien var det framför allt totalfosfor som visade en större återvätningseffekt i lokaler med lägre C/N-kvot. Att näringsrika marker ofta reagerar

kraftigare på återvätning gällande just fosfor har även observerats i tidigare studier (Koskinen et al. 2017; Menberu et al. 2017). Samtidigt bör mönster relaterat till C/N-kvoten i denna studie tolkas med viss försiktighet då kvoten baseras på kol och kväveinnehåll i vattenfasen, vilket är ett indirekt mått på markens näringsstatus. Den speglar alltså inte nödvändigtvis våtmarkens näringsförhållande, även om positiva samband mellan C/N-kvot i fast material och i avrinnande vatten har visats i svenska våtmarker (M. Wang, opublicerade data, 2026).

Det bör också noteras att sydligare avrinningsområden ingående i denna studie ofta var mindre och lägre belägna, och att det var i dessa områden den lägre C/N-kvoten (näringsrikare förhållanden) var vanligast. Detta innebär att den högre återvätningseffekten i dessa områden kan bero på mer näringsrika system, men också på att den återvätta ytan utgör en relativt större andel av hela avrinningsområdet. I större avrinningsområden späds utloppsvattnet sannolikt ut mer av vatten från opåverkade uppströms marker, vilket gör att effekten av den återvätta ytan blir mindre tydlig. Eftersom landskapsdatan beskriver hela avrinningsområdet bör dessa samband därför tolkas med viss försiktighet. I framtida studier vore det relevant att specifikt undersöka hur förhållandet mellan den hydrologiskt påverkade ytans storlek och hela avrinningsområdets storlek påverkar utloppskemin.

Sambanden mellan återvätningseffekten och tid sedan återvätning var överlag mycket svaga och utan någon entydig riktning (Bilaga C: Korrelation mellan återvätningseffekten och enskilda landskapsvariabler och Bilaga D: Samband mellan återvätningseffekten och tid sedan återvätning). De flesta korrelationer låg nära noll och få var statistiskt signifikanta. Materialet var ojämnt fördelat över tid, med många lokaler som återvåtts inom de första 1–4 åren och ett tydligt glapp till ett fåtal lokaler återvätta efter längre tid. Detta begränsar möjligheten att identifiera eventuella tidsberoende förändringar och försvårar tolkningen av resultaten. Det finns därför inget tydligt stöd för någon systematisk utveckling av återvätningseffekten över tid i detta datamaterial.

Sammantaget visar resultaten att variationen i återvätningseffekt till viss del hängde samman med avrinningsområdets karaktär och markens näringsstatus, även om de enskilda statistiska korrelationerna överlag var svaga till måttliga.

#### **5.4 Ekologisk relevans och praktiska implikationer**

Den här studien visar att koncentrationerna av TOC, kväve och fosfor ofta var högre i de återvätta lokalerna än i de dränerade referenslokalerna. Det går däremot inte att säga något om den faktiska exporten av kol och näringsämnen från våtmarkerna, eftersom studien bygger på stickprov vid två tidpunkter från platser där vattenföringsdata saknas. Resultaten visar enbart skillnader i koncentrationer vid provtagningstillfället, men inte hur stor den totala belastningen nedströms faktiskt var. Samtidigt ger resultaten tydliga indikationer på påverkan i direkt anslutning till de återvätta våtmarkerna, även om koncentrationerna sannolikt minskar när vattnet späds ut i större vattendrag och sjöar nedströms. Det man däremot kan säga är att återvätning under de första åren, utifrån de parametrar som undersökts här i alla fall *inte* har någon positiv påverkan på vattenkvaliteten i avrinnande vatten. Tvärtom pekar resultaten mot en ökad risk för brunare, surare och mer näringsrikt vatten, åtminstone i direkt anslutning nedströms till de återvätta våtmarkerna.

Högre halter av TOC och absorbans innebär mer färgat vatten, vilket kan påverka ljusförhållanden, syreförbrukning och livsmiljöer i små nedströms vattendrag (Kritzberg et al. 2020; Eklöf et al. 2025). En ökad tillförsel av organiskt material kan också påverka bottenmiljön, särskilt i mindre vattendrag där vattenomsättningen är låg. Studien visade även att pH oftare var lägre i de återvätta våtmarkerna. Även om våtmarker i dessa miljöer är naturligt sura, så var pH generellt ännu lägre i de återvätta våtmarkerna, och ett pH kring 4,5–5 klassas i ytvatten som mycket surt och kan vara ekologiskt relevant (Naturvårdsverket 1999).

Flodpärlmusslan är ett exempel på en art som är känslig för försämrade vattenkvalitet genom både försurning, ökad mängd partikulärt material och mer grumligt vatten (Henrikson 2020). Eftersom resultaten i denna studie visar på just signifikant högre halter av TOC, ökad absorbans och lägre pH i avrinnande vatten från de återvätta våtmarkerna, tyder det på att återvätning på kort sikt lokalt kan utgöra en stressfaktor för sådana känsliga arter i anslutande nedströmsmiljöer.

Under anaeroba förhållanden i våtmarker kan kvicksilver dessutom omvandlas till metylkvicksilver och lakas ut, vilket har lyfts som en möjlig miljörisk i samband med återvätning (Eklöf et al. 2024; 2025; Albert-Saiz et al. 2025). Metaller och kvicksilver undersöktes inte i den här studien men resultaten visar ändå att återvätning generellt ger surare vatten och högre koncentrationer av organiskt kol i avrinnande vatten. Det kan vara viktigt att beakta i områden där nedströmsmiljöerna redan är känsliga eller där det finns skäl att misstänka särskild risk för metall- eller kvicksilverutlakning.

Som diskuterades i avsnitt 5.3 fanns det en viss koppling mellan avrinningsområdets karaktär och storleken på återvätningseffekten. I det här materialet var en större återvätningseffekt för totalfosfor vanligare i mer skogsdominerade områden och i lokaler med lägre C/N-kvot. Det fanns även en tendens till att återvätningseffekten för övriga näringsämnen var större i just sydligare, mindre och lägre belägna avrinningsområden. Det är samtidigt i just dessa typer av marker (mer näringsrika jordbruks- och skogsmarker i södra Sverige) som åtgärdsarbetet med återvätning prioriteras idag. I Sverige ligger fokus för återvätning i första hand på klimatnyttan. Det beror på att åtgärden ger störst minskning av växthusgasutsläpp på näringsrika, väl-dränerade torvmarker i södra Sverige, medan klimatnyttan är mindre på mer näringsfattiga marker längre norrut (Drott & Eriksson 2021). Detta märks bland annat genom de statligt finansierade återvätningssavtalen, där prioriteringen ligger på just de bördiga våt-/torvmarkerna (Skogsstyrelsen 2026). Resultaten antyder därmed att de marktyper där återvätning prioriteras för klimatnyttans skull till stor del sammanfaller med de marker där det enligt denna studie finns indikationer på större risk för kraftigare näringsläckage.

Förutom platsspecifika skillnader, tyder resultaten på att även det praktiska utförandet av återvätningen kan ha betydelse, i alla fall för den uppmätta vattenkemin i avrinnande vatten. Även om någon kvantitativ analys inte gjorts i denna studie så indikerar fältobservationer att flera av de lokaler som hade allra högst halter av ammonium och totalkväve även hade öppna vattenytor, långsamt rinnande eller stillastående vatten, synligt organiskt material och i vissa fall riklig vegetation och hyggesrester i vattnet. Det tyder på att detaljer i hur vegetation

hanteras och bildandet av öppna vattenspeglar efter återvätning kan ha direkt påverkan på utloppskemin under de första åren. I områden där påverkan på nedströms vattenmiljöer bedöms vara en risk finns det därför starka skäl att även noga beakta hur återvätningen rent praktiskt utformas.

Trots att studien visade negativa effekter på nedströms vattenkemi åtminstone upp till fyra år efter återvätning, så innebär det inte att återvätning av dränerade våtmarker bör undvikas. Återvätning är en viktig åtgärd både för att minska växthusgasutsläpp från dränerad torvmark och för att återställa hydrologi och biologisk mångfald (Günther et al. 2020; Zou et al. 2022; Suárez-Rojas & Widmark 2025). Resultaten visar dock att påverkan på nedströms vattenkemi behöver beaktas vid planering av åtgärder, särskilt i områden med känsliga vattenmiljöer. Resultaten talar också för att uppföljning av vattenkvalitet bör vara en del av restaureringsarbetet, särskilt i mer näringsrika marker eller där brunifiering, försurning eller näringspåverkan kan få stor ekologisk betydelse. En långsiktig uppföljning behövs även för att se hur dessa effekter förändras över tid.

## 6 Slutsatser

- Studien visar att vattenkemin i avrinnande vatten generellt skilde sig mellan återvätta och dränerade våtmarker. De återvätta lokalerna hade högre koncentrationer/värden av TOC, absorbans, totalkväve, ammonium och totalfosfor, medan pH ofta var lägre.
- Flera vattenkemiska variabler visade på likartade mönster kopplat till återvätning. Särskilt tydlig var samvariationen mellan TOC, absorbans, totalkväve och ammonium, vilket tyder på att återvätning ofta var kopplad till en urspolning av organiskt material och kväve i våtmarkens utgående vatten.
- Variationen i återvättningseffekt var stor mellan olika våtmarkspar och hängde delvis ihop med avrinningsområdets karaktär och markens näringsstatus. En större återvättningseffekt för fosfor sågs oftare i mer skogsdominerade och relativt mer näringsrika områden, medan brunifiering var något tydligare i torv- och våtmarksdominerade områden. Även det praktiska utförandet på plats, till exempel hantering av vegetation och uppkomsten av öppna vattenspeglar, kan ha betydelse för utloppskemin.
- Sverige står idag inför en storskalig satsning på att återvätta utdikade våtmarker. Eftersom detta åtgärdsarbete i första hand prioriterar näringsrika och bördiga torvmarker i södra Sverige för att maximera klimatnyttan, sammanfaller detta till stor del med de marktyper där denna studie fann indikationer på större risk för negativ vattenkemisk påverkan nedströms.
- Sammantaget visar studien att återvätning under de första åren efter åtgärd ofta är förknippad med brunare, surare och mer näringsrikt vatten i avrinning. För att undvika målkonflikter och skydda känsliga miljöer nedströms bör dessa vattenkemiska effekter beaktas vid planering av framtida återvätning och en långsiktig uppföljning av vattenkvalitet bör vara en del av restaureringsarbetet.

## **Användning av AI**

Under arbetets gång har Gemini och ChatGPT använts som stöd vid programmering i R, för att ta fram, felsöka och förbättra kod utifrån mina instruktioner. AI har även i viss utsträckning använts för språklig genomgång av egna formuleringar i rapporten. Vid litteratursökning har verktygen fungerat som ett komplement för att identifiera relevanta studier, varefter samtliga använda källor har lästs och kontrollerats manuellt.

## 7 Referenser

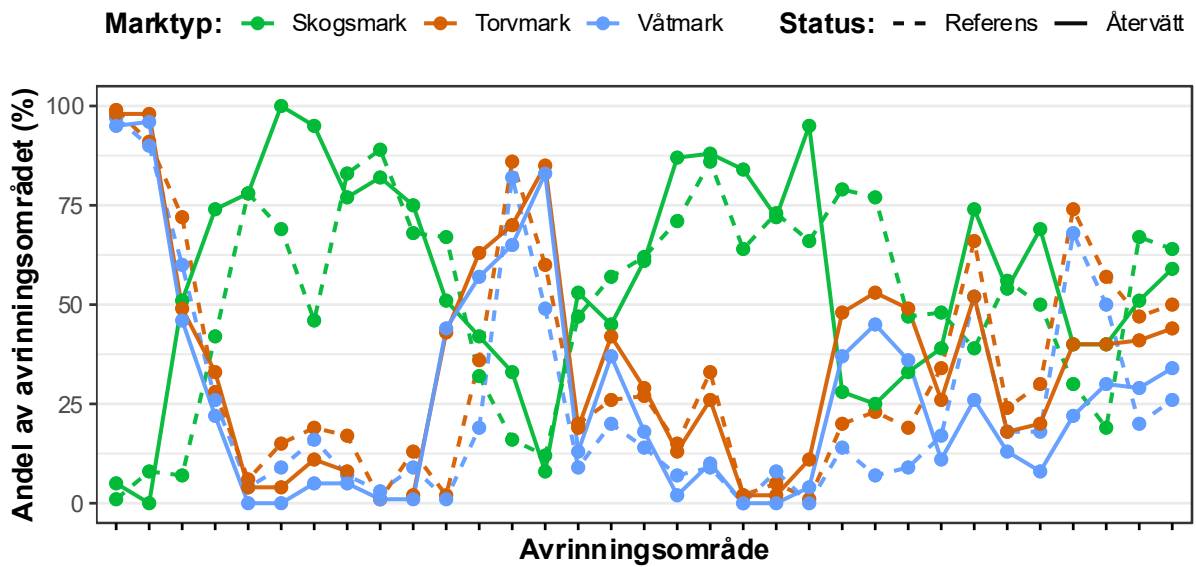
- Albert-Saiz, M., Lamentowicz, M., Rastogi, A. & Juszczak, R. (2025). Unveiling water table tipping points in peatland ecosystems: Implications for ecological restoration. *CATENA*, 257, 109149. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2025.109149>
- Drott, A. & Eriksson, H. (2021). *Klimatpåverkan från dikad torvtäckt skogsmark – effekter av dikesunderhåll och återvätning*. (2021/7). Skogsstyrelsen.
- Eklöf, K., Geranmayeh, P., Hambäck, P.A., Bishop, K., Creed, I., Ecke, F., Gao, L., Grabs, T., Granath, G., Jarsjö, J., Järveoja, J., Kärveemo, S., Laudon, H., Liess, A., Lindgren, A., Nilsson, J., Öquist, M., Pärt, T., Tichit, P., Wallin, M. & Åhlén, D. (2025). *Långsiktig uppföljning av återvätning av dränerade våtmarker*. (7206). Naturvårdsverket.
- Eklöf, K., Sikström, U., Wallin, M., Zanella, A., Maher Hasselquist, E., Taherian, M., Ameli, A. & Laudon, H. (2024). *Effekter av dikesrensning och våtmarksrestaurering på kvicksilver i vatten*. (7145). Naturvårdsverket.
- 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>
- Günther, A., Barthelmes, A., Huth, V., Joosten, H., Jurasinski, G., Koebisch, F. & Couwenberg, J. (2020). Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. *Nature Communications*, 11 (1), 1644. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15499-z>
- Helsel, D.R., Hirsch, R.M., Ryberg, K.R., Archfield, S.A. & Gilroy, E.J. (2020). *Statistical methods in water resources*. (4-A3). U.S. Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/tm4A3>
- Henrikson, L. (2020). *Åtgärdsprogram för flodpärlmussla: Margaritifera margaritifera (Linnaeus, 1758)*. Havs- och vattenmyndigheten.
- Högberg, P., Wellbrock, N., Högberg, M.N., Mikaelsson, H. & Stendahl, J. (2021). Large differences in plant nitrogen supply in German and Swedish forests – Implications for management. *Forest Ecology and Management*, 482, 118899. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118899>
- Jolliffe, I.T. & Cadima, J. (2016). Principal component analysis: a review and recent developments. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 374 (2065), 20150202. <https://doi.org/10.1098/rsta.2015.0202>
- Karimi, S., Maher Hasselquist, E., Salimi, S., Järveoja, J. & Laudon, H. (2024). Rewetting impact on the hydrological function of a drained peatland in the boreal landscape. *Journal of Hydrology*, 641, 131729. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131729>
- Kasimir, Å. & Lindgren, A. (2024). *Torvmarker, klimat och återvätning. Att minska utsläpp och främja koldioxidinlagring*. Vulkan.
- Kieckbusch, J.J. & Schrautzer, J. (2007). Nitrogen and phosphorus dynamics of a re-wetted shallow-flooded peatland. *Science of The Total Environment*, 380 (1), 3–12. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.10.002>
- Koskinen, M., Sallantausta, T. & Vasander, H. (2011). Post-restoration development of organic carbon and nutrient leaching from two ecohydrologically different peatland sites. *Ecological Engineering*, 37 (7), 1008–1016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.036>
- Koskinen, M., Tahvanainen, T., Sarkkola, S., Menberu, M.W., Laurén, A., Sallantausta, T., Marttila, H., Ronkanen, A.-K., Parviainen, M., Tolvanen, A., Koivusalo, H. & Nieminen, M. (2017). Restoration of nutrient-rich forestry-drained peatlands poses a risk for high exports of dissolved organic carbon, nitrogen, and phosphorus. *Science of The Total Environment*, 586, 858–869. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.065>
- Krishnankutty, N., Gelbrecht, J., Petersen, R.J., Rayner, D., Lau, M.P., Frank, S., Andersen, R., Pärn, J., Mander, Ü., Kotowski, W., Liu, H., Iversen, B.V., Heckrath, G., Hansen, H.C.B., Hoffmann, C.C., Mäenpää, M.I., Goldhammer, T., Kull, A., Florea, A.-F. & Zak, D. (2025). A comprehensive porewater survey of European peatlands reveals sustained elevated phosphorus levels after 10–20 years of rewetting. *Geoderma*, 463, 117554. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2025.117554>
- Kritzberg, E.S., Hasselquist, E.M., Škerlep, M., Löfgren, S., Olsson, O., Stadmark, J., Valinia, S., Hansson, L.-A. & Laudon, H. (2020). Browning of freshwaters: Consequences to ecosystem

- services, underlying drivers, and potential mitigation measures. *Ambio*, 49 (2), 375–390. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01227-5>
- Laudon, H., Berggren, M., Ågren, A., Buffam, I., Bishop, K., Grabs, T., Jansson, M. & Köhler, S. (2011). Patterns and Dynamics of Dissolved Organic Carbon (DOC) in Boreal Streams: The Role of Processes, Connectivity, and Scaling. *Ecosystems*, 14 (6), 880–893. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9452-8>
- Laudon, H., Mosquera, V., Eklöf, K., Järveoja, J., Karimi, S., Krasnova, A., Peichl, M., Pinkwart, A., Tong, C.H.M., Wallin, M.B., Zannella, A. & Hasselquist, E.M. (2023). Consequences of rewetting and ditch cleaning on hydrology, water quality and greenhouse gas balance in a drained northern landscape. *Scientific Reports*, 13 (1), 20218. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-47528-4>
- Laudon, H., Mosquera, V., Eklöf, K., Karimi, S., Wallin, M., Zannella, A. & Maher Hasselquist, E. (2025). *Dikesrensning och återvätning - effekter på vattenkvalitet*. (Grip on LIFE rapportserie). Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/projektwebbplatser/grip-on-life-ip/rapporter-grip-on-life/dikesrensning-och-atervatning---effekter-pa-vattenkvalitet.pdf>
- Leifeld, J. & Menichetti, L. (2018). The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. *Nature Communications*, 9 (1), 1071. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03406-6>
- Lemanowicz, J., Kalisz, B., Łopata, M., Smólczyński, S., Orzechowski, M., Bartkowiak, A. & Lemanaowicz, J. (2024). Soil Phosphorus Release Risk from Drained and Rewetted Peatlands. Preprints. <https://doi.org/10.20944/preprints202401.0153.v1>
- Lundin, L., Lode, E., Nilsson, T., Strömberg, M., Jordan, S., Koslov, S. & Lundin, L. (2016). Effekter vid restaurering av avslutade torvtäckter genom återvätning; undersökningar vid Porla, Toftmossen och Västkärr.
- Menberu, M.W., Marttila, H., Tahvanainen, T., Kotiaho, J.S., Hokkanen, R., Kløve, B. & Ronkanen, A.-K. (2017). Changes in Pore Water Quality After Peatland Restoration: Assessment of a Large-Scale, Replicated Before-After-Control-Impact Study in Finland. *Water Resources Research*, 53 (10), 8327–8343. <https://doi.org/10.1002/2017WR020630>
- Minasny, B., Adetsu, D.V., Aitkenhead, M., Artz, R.R.E., Baggaley, N., Barthelmes, A., Beucher, A., Caron, J., Conchedda, G., Connolly, J., Deragon, R., Evans, C., Fadnes, K., Fiantis, D., Gagkas, Z., Gilet, L., Gimona, A., Glatzel, S., Greve, M.H., Habib, W., Hergoualc’h, K., Hermansen, C., Kidd, D.B., Koganti, T., Kopansky, D., Large, D.J., Larmola, T., Lilly, A., Liu, H., Marcus, M., Middleton, M., Morrison, K., Petersen, R.J., Quaife, T., Rochefort, L., Rudyanto, Toca, L., Tubiello, F.N., Weber, P.L., Weldon, S., Widyatmanti, W., Williamson, J. & Zak, D. (2024). Mapping and monitoring peatland conditions from global to field scale. *Biogeochemistry*, 167 (4), 383–425. <https://doi.org/10.1007/s10533-023-01084-1>
- Minkkinen, K., Ojanen, P., Koskinen, M. & Penttilä, T. (2020). Nitrous oxide emissions of undrained, forestry-drained, and rewetted boreal peatlands. *Forest Ecology and Management*, 478, 118494. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118494>
- Morin, C., Norström, E., Sohlenius, G. & Wendelin, E. (2023). *Torrvolymer och kolförråd i Sveriges torvmarker. En beräkning baserad på SGU:s data*. (2023:08)
- Naturvårdsverket (1999). *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag*. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2019). *Bara naturlig försurning: underlagsrapport till den fördjupade utvärderingen av miljömålen 2019*. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2022). *Myllrande våtmarker: fördjupad utvärdering av miljömålen 2023*. (7072). Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2023). *Vad är våtmark?* <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/vatmark/vad-ar-vatmark/> [2026-01-20]
- Naturvårdsverket (2025). *Därför är våtmarker viktiga*. <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/vatmark/varfor-ar-vatmarker-sa-viktiga/> [2025-11-19]
- Nieminen, M., Sarkkola, S., Tolvanen, A., Tervahauta, A., Saarimaa, M. & Sallantausta, T. (2020). Water quality management dilemma: Increased nutrient, carbon, and heavy metal exports from

- forestry-drained peatlands restored for use as wetland buffer areas. *Forest Ecology and Management*, 465, 118089. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118089>
- Posit team (2025). *RStudio: Integrated Development Environment for R* (2025.9.2.418). Posit Software, PBC. <http://www.posit.co/>
- Pschenyckyj, C., Riondato, E., Wilson, D., Flood, K., O’Driscoll, C. & Renou-Wilson, F. (2021). *Optimising Water Quality Returns from Peatland Management while Delivering Co-Benefits for Climate and Biodiversity*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.11059.96807>
- Reddy, K.R., DeLaune, R.D. & Inglett, P.W. (2022). *Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications*. 2. uppl. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780429155833>
- Regeringskansliet, R. och (2024). *Regeringen vill förenkla processen för att återvåta våtmarker*. *Regeringskansliet*. [Text]. <https://www.regeringen.se/pressmeddelanden/2024/02/regeringen-vill-forenkla-processen-for-att-atervata-vatmarker/> [2025-11-26]
- Skogsstyrelsen (2026). *Återvättningsavtal*. <https://www.skogsstyrelsen.se/aga-skog/stod-och-bidrag/atervatningsavtal/> [2025-12-02]
- SLU (2024a). Förteckning över ackrediterade metoder vid kemiska analyslaboratoriet.
- SLU (2024b). *Kol/kväve-kvot*. *Sveriges Lantbruksuniversitet*. <https://www.slu.se/om-slu/organisation/institutioner/mark-miljo/miljoanalys/markinfo/markkemi/kolkvave-kvot/> [2026-02-06]
- Suárez-Rojas, C. & Widmark, C. (2025). A policy analysis of peatland-related policies - pressures, ecosystem services, conservation and restoration. *Forest Policy and Economics*, 181, 103642. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2025.103642>
- Urbanová, Z., Pícek, T. & Bárta, J. (2011). Effect of peat re-wetting on carbon and nutrient fluxes, greenhouse gas production and diversity of methanogenic archaeal community. *Ecological Engineering*, 37 (7), 1017–1026. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.07.012>
- Wallin, M.B., Zannella, A. & Eklöf, K. (2025). Enhanced total carbon in runoff following rewetting of drained boreal and hemi-boreal wetlands. *Limnology and Oceanography Letters*, 11 (1). <https://doi.org/10.1002/lol2.70070>
- Yang, X., Zhang, J., Mostofa, K.M.G., Mohinuzzaman, M., Teng, H.H., Senesi, N., Senesi, G.S., Yuan, J., Liu, Y., Li, S.-L., Li, X., Wang, B. & Liu, C.-Q. (2025). Solubility characteristics of soil humic substances as a function of pH: mechanisms and biogeochemical perspectives. *Biogeosciences*, 22 (7), 1745–1765. <https://doi.org/10.5194/bg-22-1745-2025>
- Zannella, A., Eklöf, K., Hasselquist, E.M., Laudon, H., Garnett, M.H. & Wallin, M.B. (2025). Changes in Aquatic Carbon Following Rewetting of a Nutrient-Poor Northern Peatland. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 130 (4), e2024JG008565. <https://doi.org/10.1029/2024JG008565>
- Zou, J., Ziegler, A.D., Chen, D., McNicol, G., Ciais, P., Jiang, X., Zheng, C., Wu, J., Wu, J., Lin, Z., He, X., Brown, L.E., Holden, J., Zhang, Z., Ramchunder, S.J., Chen, A. & Zeng, Z. (2022). Rewetting global wetlands effectively reduces major greenhouse gas emissions. *Nature Geoscience*, 15 (8), 627–632. <https://doi.org/10.1038/s41561-022-00989-0>

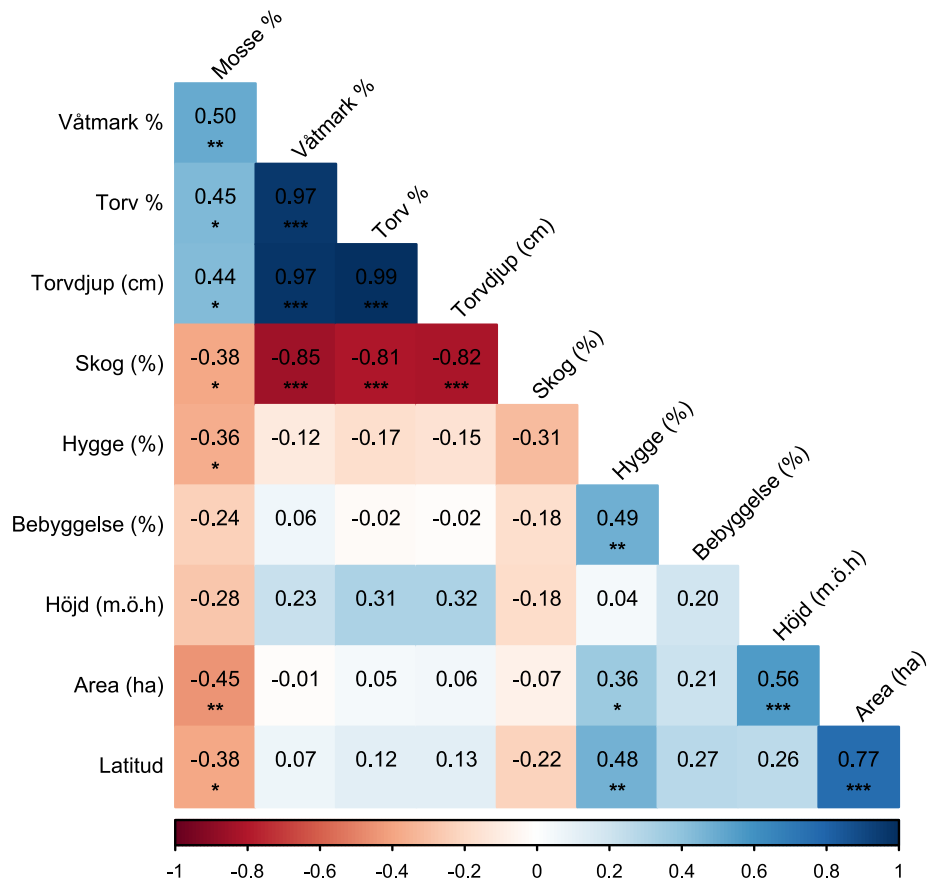
## Bilagor

### Bilaga A: Jämförelse av andel skogsmark, torvmark och våtmark inom varje par.



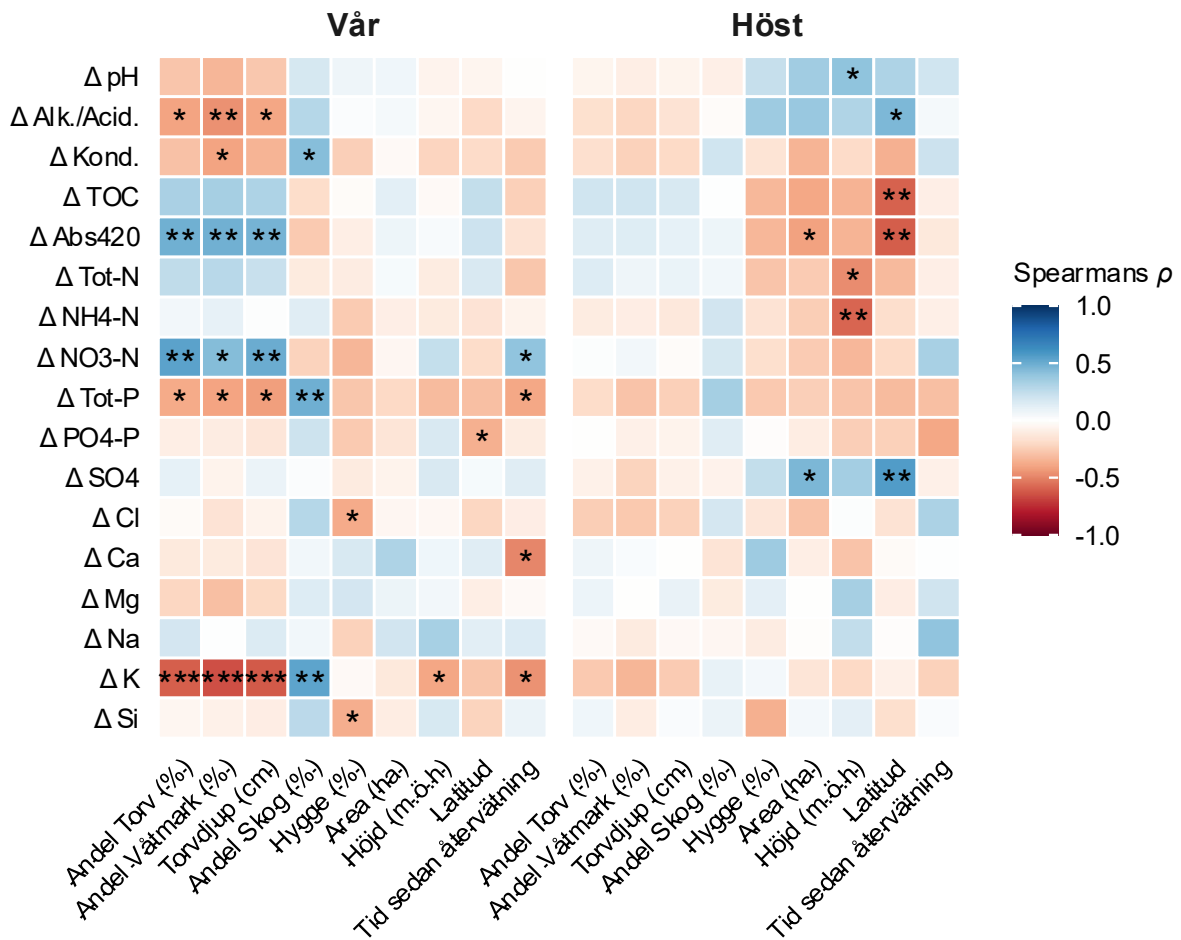
**Figur A1.** Jämförelse av andelen torvmark, våtmark och skogsmark i avrinningsområdena inom varje par (återvätt våtmark och dränerad referenslokal). Helledragna linjer representerar återvätta våtmarker och streckade linjer referenslokaler. Figuren visar hur dessa andelar varierar mellan lokaler och inom vissa par.

## Bilaga B: Inbördes korrelation mellan landskapsvariabler



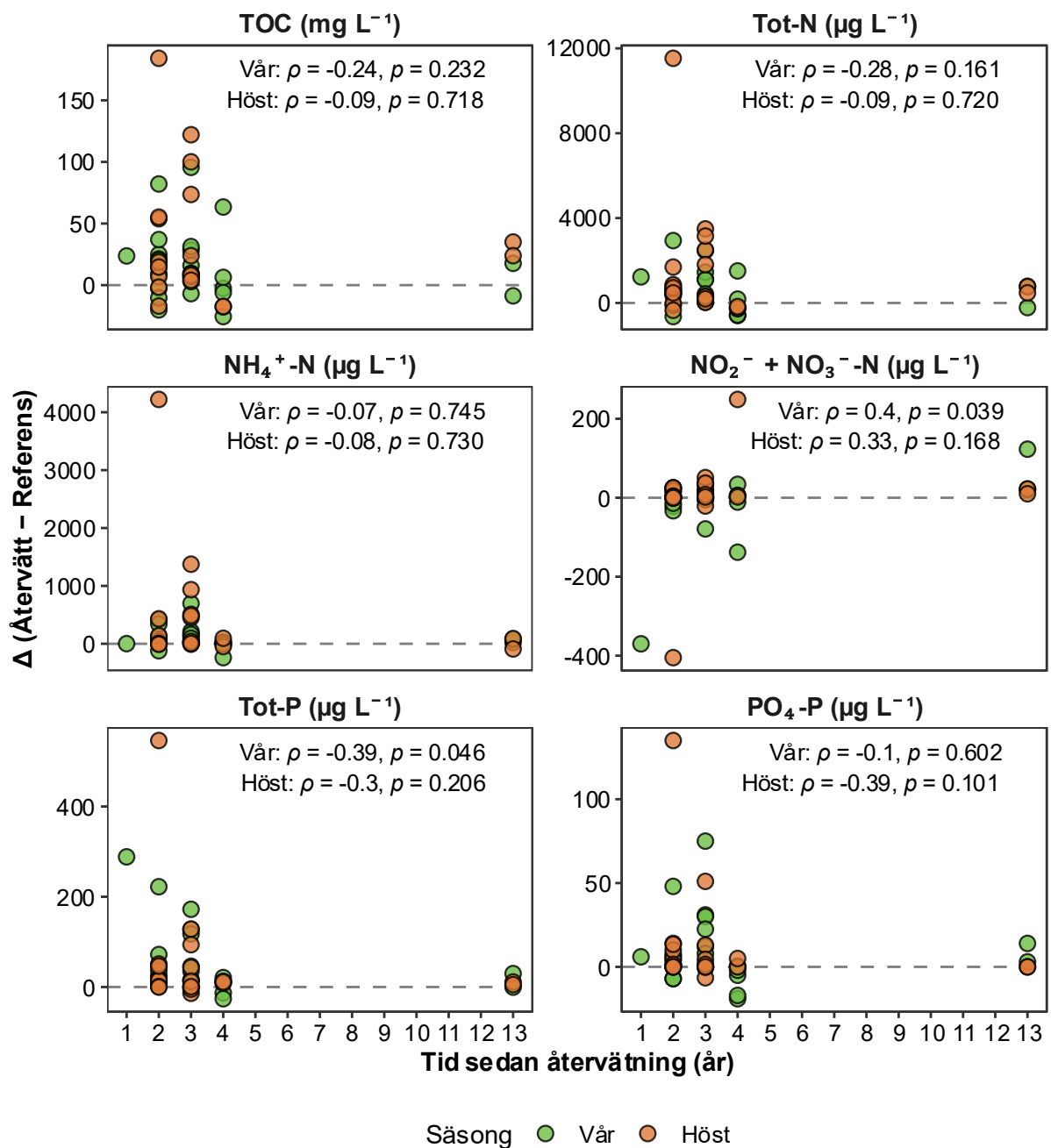
**Figur B1.** Korrelationsmatris (Spearman's rangkorrelation) för landskapsvariabler i avrinningsområdena tillhörande de 33 återvätta lokalerna. Blå färg indikerar positiva korrelationer och röd färg negativa korrelationer. Siffrorna i rutorna anger korrelationskoefficienten ( $\rho$ ), och signifikansnivåer visas med asterisker (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ , \*\*\*  $p < 0,001$ ). Variabeln mosse (%) utgör en delmängd av den totala arealen våtmark (%). Variablerna skog, våtmark, mosse, torv och hygge uttrycks som andel av avrinningsområdets totala yta.

## Bilaga C: Korrelation mellan återvätnings effekten och enskilda landskapsvariabler



**Figur C1.** Spearmans rangkorrelation mellan återvätnings effekten ( $\Delta = \text{återvätt} - \text{referens}$ ) för vattenkemiska variabler och landskapsvariabler för de återvätta lokalernas avrinningsområden. Vänster panel visar resultat för vårprovtagningen ( $n = 33$ ) och höger panel för höstprovtagningen ( $n = 25$ ). Färgskalan visar korrelationskoefficienten ( $\rho$ ), där blå färg indikerar positiva samband och röd färg negativa samband. Asterisker markerar statistiskt signifikanta samband (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ , \*\*\*  $p < 0,001$ ). För variabeln tid sedan återväning var antalet par lägre (vår:  $n = 27$ , höst:  $n = 19$ ), då uppgifter sänkades eller inte kunde verifieras för vissa lokaler.

## Bilaga D: Samband mellan återvätningseffekten och tid sedan återvätning



**Figur D1.** Samband mellan återvätningseffekten ( $\Delta = \text{återvätt} - \text{referens}$ ) och tid sedan återvätning för utvalda vattenkemiska variabler. Varje punkt representerar ett våtmarkspar (vår:  $n = 27$ , höst:  $n = 19$ ). I figuren anges Spearman's rangkorrelationskoefficient ( $\rho$ ) och tillhörande  $p$ -värde för respektive variabel och säsong.

## Bilaga E: Övrig analyserad vattenkemi

**Tabell E1.** Jämförelse av övriga vattenkemiska variabler mellan referenslokaler (fortsatt dränerade) och återvätta våtmarker, uppdelat efter säsong. Värden redovisas som median för respektive grupp som helhet (referens och återvätt), med första och tredje kvartil (Q1–Q3) inom parentes. Median  $\Delta$  anger medianen av de parvisa skillnaderna i koncentration eller värde mellan återvätt och referens inom varje våtmarkspar ( $\Delta = \text{återvätt} - \text{referens}$ ), där positiva värden indikerar högre värden i återvätta våtmarker. Median  $\Delta \%$  anger medianen av de procentuella skillnaderna mellan paren. Statistisk signifikans testades med parat Wilcoxon signed-rank-test; fetstil markerar signifikanta skillnader ( $p < 0,05$ ).

Variabel	Säsong	Referens	Återvätt	Median $\Delta$	Median $\Delta \%$	<i>p</i>
		Median (Q1–Q3)	Median (Q1–Q3)			
<b>Generell kemi</b>						
Konduktivitet	Vår	3,16 (2,13–6,34)	4,21 (2,73–7,02)	+0,75	+26 %	<b>0,005</b>
(mS m <sup>-1</sup> )	Höst	3,67 (2,90–5,10)	4,43 (3,18–5,91)	+0,62	+10 %	<b>0,015</b>
Vattentemperatur	Vår	11,1 (10,3–13,1)	11,0 (10,1–15,9)	+0,1	+1 %	0,179
(°C)	Höst	7,7 (7,0–8,9)	8,2 (7,2–8,7)	+0,3	+4 %	0,153
<b>Joner &amp; övrigt</b>						
K <sup>+</sup> (meq L <sup>-1</sup> )	Vår	0,01 (0,00–0,02)	0,02 (0,01–0,03)	+0,01	+105 %	<b>&lt;0,001</b>
	Höst	0,01 (0,00–0,01)	0,01 (0,00–0,02)	+0,01	+77 %	<b>0,041</b>
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (meq L <sup>-1</sup> )	Vår	0,02 (0,00–0,03)	0,00 (0,00–0,03)	-0,01	-36 %	0,115
	Höst	0,03 (0,02–0,08)	0,01 (0,00–0,03)	0,00	-7 %	<b>0,041</b>
Cl <sup>-</sup> (meq L <sup>-1</sup> )	Vår	0,06 (0,02–0,10)	0,05 (0,02–0,14)	0,00	+10 %	0,339
	Höst	0,06 (0,03–0,11)	0,06 (0,03–0,13)	+0,01	+21 %	0,075
Ca <sup>2+</sup> (meq L <sup>-1</sup> )	Vår	0,10 (0,07–0,29)	0,16 (0,06–0,37)	+0,01	+5 %	0,256
	Höst	0,13 (0,09–0,17)	0,12 (0,07–0,21)	+0,04	+25 %	0,194
Mg <sup>2+</sup> (meq L <sup>-1</sup> )	Vår	0,06 (0,04–0,13)	0,06 (0,04–0,15)	0,00	0 %	0,280
	Höst	0,06 (0,04–0,09)	0,06 (0,04–0,08)	0,00	0 %	0,764
Na <sup>+</sup> (meq L <sup>-1</sup> )	Vår	0,10 (0,06–0,18)	0,10 (0,06–0,16)	-0,01	-11 %	0,052
	Höst	0,11 (0,07–0,17)	0,10 (0,06–0,16)	0,00	-3 %	0,584
Si (mg L <sup>-1</sup> )	Vår	3,8 (2,8–5,5)	3,3 (2,2–3,9)	-0,6	-17 %	<b>0,031</b>
	Höst	4,8 (3,0–6,3)	4,3 (3,1–6,8)	0,0	-2 %	1,000
F <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	Vår	0,10 (0,05–0,17)	0,10 (0,06–0,14)	0,00	0 %	0,700
	Höst	0,10 (0,03–0,16)	0,08 (0,03–0,16)	0,00	0 %	0,687