

Långsiktig uppföljning av återvätning av dränerade våtmarker

– effekter på hydrologi, vattenkvalitet, biodiversitet och växthusgasbalans

Karin Eklöf, Pia Geranmayeh,
Peter A. Hambäck, Kevin Bishop,
Irena Creed, Frauke Ecke, Lei Gao,
Thomas Grabs, Gustaf Granath,
Jerker Jarsjö, Järvi Järveoja,
Simon Kärvemo, Hjalmar Laudon,
Antonia Liess, Amelie Lindgren,
Josefin Nilsson, Mats Öquist,
Tomas Pärt, Pierre Tichit,
Marcus Wallin, David Åhlén.

RAPPORT 7206 | NOVEMBER 2025



Långsiktig uppföljning av återvätning av dränerade våtmarker

– effekter på hydrologi, vattenkvalitet, biodiversitet
och växthusgasbalans

av Karin Eklöf, Pia Geranmayeh, Peter A. Hambäck, Kevin Bishop,
Irena Creed, Frauke Ecke, Lei Gao, Thomas Grabs, Gustaf Granath,
Jerker Jarsjö, Järvi Järveoja, Simon Kärvemo, Hjalmar Laudon,
Antonia Liess, Amelie Lindgren, Josefin Nilsson, Mats Öquist, Tomas Pärt,
Pierre Tichit, Marcus Wallin och David Åhlén.

Naturvårdsverket
Tel: 010-698 10 00
E-post: registrator@naturvardsverket.se
Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm
Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-7206-3
ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2025

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2025
Omslagsfoto: Alberto Zannella.

Förord

Här presenteras resultaten från projektet ”Långsiktig uppföljning av återvätning av dränerade våtmarker – effekter på hydrologi, vattenkvalitet, biodiversitet och växthusgasbalans”. Projektet är ett uppföljande ett-årigt projekt till forsknings-satsningen Våtmarkers ekosystemtjänster.

I projektet har det gjorts en litteraturstudie om vilket potential våtmarks-restaurering har för att återställa flera viktiga ekosystemtjänster, både i nutid och i framtiden och hur lång tid det tar innan återvättningsåtgärder leder till att de ekosystemtjänster och funktioner som ursprungliga våtmarker en gång bidrog med faktiskt återupprättas och hur.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforsknings-anslag och från Formas.

Rapporten har skrivits av Karin Eklöf, Pia Geranmayeh, Peter A. Hambäck, Kevin Bishop, Irena Creed, Frauke Ecke, Lei Gao, Thomas Grabs, Gustaf Granath, Jerker Jarsjö, Järvi Järveoja, Simon Kärvemo, Hjalmar Laudon, Antonia Liess, Amelie Lindgren, Josefin Nilsson, Mats Öquist, Tomas Pärt, Pierre Tichit, Marcus Wallin, David Åhlén. Foto: Alberto Zannella.

Rapporten har granskats för praktisk relevans för Naturvårdsverkets verksamhet inom våtmarker av Helena Öberg, Karin Glaumann Andersson, Matti Ermold och Emma Berggren (alla Naturvårdsverket).

Författarna svarar för rapportens innehåll.

Stockholm i november 2025

Marie Uhrwing
Avdelningschef, Hållbarhetsavdelningen

Innehåll

Sammanfattning	5
Summary	6
1. Inledning	7
2. Metod	8
2.1 Avgränsning	8
2.2 Litteraturstudier	8
2.3 Workshops och samverkan med avnämare	8
3. Kunskapsläget kring återvätningseffekter	9
3.1 Hydrologi	9
3.1.1 Vattenhållande förmåga	9
3.1.2 Buffring av hög- och lågflöden	10
3.2 Vattenkvalitet	11
3.2.1 Organiskt material	11
3.2.2 Kvicksilver	11
3.2.3 Näringsämnen	12
3.3 Biodiversitet	13
3.3.1 Vegetation	13
3.3.2 Leddjur	14
3.3.3 Ryggradsdjur	14
3.4 Växthusgaser	15
3.4.1 Koldioxid	15
3.4.2 Metan	16
3.4.3 Lustgas	16
3.4.4 Lateral export av kol och växthusgaser	16
3.4.5 Nettoekosystemkolbalans (NECB)	17
3.4.6 Klimateffekter av återvätning	17
4. Förslag på förbättrad effektuppföljning	19
4.1 Referensområden	20
4.2 Områdesinformation	21
4.3 Hydrologi	22
4.4 Vattenkvalitet	25
4.5 Biodiversitet	27
4.6 Kol- och växthusgasbalans	29
5. Tack	32
6. Källhänvisning	33

Sammanfattning

Återvätning av dränerade våtmarker kan öka deras vattenlagringskapacitet och därigenom ge ett långsiktigt skydd mot flera av de utmaningar som förväntas öka i takt med klimatförändringarna, såsom torka, bränder och översvämningar. Våtmarkernas förmåga att hålla kvar vatten kan också skapa en större variation av habitat och en ökad mångfald av växter och djur. En återetablering av torvbildande arter efter återvätning kan öka kolinlagringen i våtmarken och minska växthusgas-emissioner. Våtmarksrestaurering har därmed potential att återställa flera viktiga ekosystemtjänster, både i nutid och i framtiden. Denna litteraturstudie visar dock att det fortfarande råder betydande kunskapsluckor kring hur lång tid det tar innan återvätningssåtgärder leder till återupprättande av ursprungliga våtmarksekosystemtjänster och funktioner. Vissa studier visar på en relativt snabb återhämtning av grundvattennivåer och vissa växt- och djurgrupper, medan återetableringen av torvbildande vegetation och en fullständig återkomst av ursprungliga artsamhällen kan ta flera decennier, och i vissa fall upp till ett sekel. De flesta befintliga studier fokuserar främst på de initiala effekterna efter återvätning, och kunskapen om hur dessa effekter utvecklas över tid är fortfarande begränsad. Återvätning kan dessutom i vissa fall ge upphov till oönskade bieffekter, exempelvis ökad avrinning av näringsämnen och organiskt kol samt en ökad produktion av giftigt metylkvicksilver eller ökade utsläpp av växthusgasen metan. Forskning tyder dock på att dessa problem är störst under de första tio åren efter återvätning, men även här behövs mer kunskap på grund av bristen på långsiktig uppföljning.

Kunskapsläget kring effekterna av återvätning kan förbättras genom en mer systematisk och omfattande effektuppföljning. I denna studie framhåller vi behovet av fler intensivt studerade fältstationer där data samlas in både före och efter återvätning. Samtidigt behövs mer mobil infrastruktur som möjliggör uppföljning av effekter på flera geografiskt spridda platser, för att bättre förstå hur effekten av återvätning kan variera mellan olika landskap. Även om avancerad och resurskrävande infrastruktur är avgörande för att generera detaljerad kunskap, föreslår vi också användning av enklare metoder, såsom naturvärdesinventeringar, fjärranalys och användning av proxyvariabler. Dessa kan genomföras på fler platser, både efter och helst även före återvätning, för att bredda kunskapsbasen. Det är dock avgörande att datainsamlingen sker på ett systematiskt och jämförbart sätt, så att resultaten kan användas i nationella uppskalningar och för att förbättra framtida planering och prioritering av återvätningssinsatser.

Summary

Rewetting drained wetlands has the potential to increase their water holding capacity, offering long-term resilience against expected climate-change related challenges such as droughts, wildfires and flooding. By increasing water retention, rewetting can also promote habitat heterogeneity and increase biodiversity among plant and animal species. Furthermore, the re-establishment of peat-forming vegetation can enhance carbon sequestration and reduce greenhouse gas emissions. Wetland rewetting thus has the potential to restore several important ecosystem services, both now and in the future. However, this literature review highlights substantial knowledge gaps regarding time of recovery after rewetting for the ecosystem services and functions once provided by intact wetlands. While some studies report relatively rapid recovery of groundwater levels and some plants and animal groups, other aspects, including the re-establishment of peat-forming vegetation and original species communities, may take decades or even up to a century. Existing research has focused largely on initial rewetting effects, whereas the change of these effects over time is still poorly understood. Rewetting may also lead to unwanted side effects, including increased runoff of nutrients and carbon, increased formation of toxic methylmercury or increased emissions of the greenhouse gas methane. These negative side effects appear to be most pronounced during the first decade after rewetting, yet long-term data are scarce. Consequently, further research and long-term monitoring are essential to fully understand the benefits, trade-offs, and rewetting effects over time.

The current state of knowledge of rewetting effects can be significantly improved through more systematic and comprehensive effect monitoring. This study highlights the need for intensively studied field sites where data is collected both before and after rewetting, allowing for detailed, long-term assessments. At the same time, more mobile infrastructure is needed to assess rewetting effects across multiple, geographically dispersed sites, in order to better understand the variation in effects at the landscape scale. While advanced, resource-intensive infrastructure is crucial for generating in-depth knowledge, we also emphasize the value of simpler methods such as inventories of the forest structure and indicator species, remote sensing and the use of proxy indicators that can complement more complex measurements. These approaches can be applied more broadly, ideally both before and after rewetting, to expand the overall knowledge base. However, it is critical that all data collection follows systematic and standardized protocols to ensure comparability. This will support national-level syntheses and inform more effective planning and prioritization of future rewetting efforts.

1. Inledning

Dränering av våtmarker i syfte att skapa ny jordbruksmark och intensifiera skogsbruket har lett till en omfattande global förlust av våtmarker (Davidson, 2014; Fluët-Chouinard m.fl., 2023). Eftersom våtmarker bidrar med viktiga ekosystemtjänster och funktioner har denna förlust fått allvarliga konsekvenser, både för enskilda våtmarker och i ett bredare landskapsperspektiv. Våtmarker fungerar som naturliga vattenreservoarer i avrinningsområden och kan därigenom minska risken för torka samt agera buffert vid extrema nederbördshändelser (Bring m.fl., 2022). Genom att bromsa vattnets rörelse genom landskapet bidrar våtmarker också till naturliga reningsprocesser, där överskott av näringsämnen kan avskiljas (Cheng m.fl., 2020; Land m.fl., 2016). Därtill utgör våtmarker viktiga livsmiljöer för en mångfald av växt- och djurarter som är specifikt knutna till dessa miljöer. Särskilt torvmarker har en central roll i kolcykeln, då de kan lagra stora mängder kol. Dränering av torvmarker har emellertid omvandlat dem från att vara nettokol-sänkor till att bli nettokolkällor, vilket resulterat i omfattande utsläpp av koldioxid (CO₂) till atmosfären (Zou m.fl., 2022).

För att återfå de ekosystemtjänster och funktioner som naturliga våtmarker en gång bidrog med pågår idag omfattande satsningar på att återväta dränerade våtmarker – både i Sverige och i många andra länder. Återvätning innebär att grundvattennivån höjs genom att vattenflödet i diken blockeras. Detta kan ske genom att installera dämmen eller att dikessträckor fylls igen med markmaterial. Beroende på återvätningens syfte kan området sedan lämnas för fri utveckling, eller så kombineras återvätningen med ytterligare restaureringsåtgärder, såsom avlägsnande av oönskad vegetation.

Återvätning ska inte ses som en snabb lösning, utan är en långtidsstrategi där det kan ta decennier eller till och med århundranden innan våtmarkerna återfår sin ursprungliga funktion. Det finns dock stora kunskapsluckor kring hur lång tid det tar att återfå de ekosystemtjänster och funktioner som naturliga våtmarker en gång bidrog till. Dessa kunskapsluckor beror på att det saknas långtidsstudier och det är brist på empiriska data på hur våtmarker utvecklas efter en återvätning. I denna studie har vi (1) sammanfattat kunskapsläget när det gäller hur effekter förändras över tid sedan en återvätning, och (2) tagit fram förslag på hur insamling av empiriska data kan ske genom robusta, jämförbara, tids- och resurseffektiva mätningar. I både (1) och (2) har vi fokuserat på effekter relaterade till hydrologi, vattenkvalitet, biologisk mångfald samt kol- och växthusgasbalans.

2. Metod

Denna studie är uppdelad i två delar. I den första delen (kapitel 3) sammanfattar vi det aktuella kunskapsläget i litteraturen om hur återvätning av dränerade våtmarker påverkar hydrologi, vattenkvalitet, biologisk mångfald och växthusgasbalans över tid. I den andra delen (kapitel 4) föreslår vi metoder för en effektiv effektuppföljning – från detaljerade mätningar på ett begränsat antal platser till geografisk uppskalning med hjälp av enklare mätningar på fler lokaler.

2.1 Avgränsning

Målet med att återvåta våtmarker, liksom dess effekter, varierar beroende på vart vi befinner oss och vilken typ av ekosystem det rör sig om. I vår litteraturöversikt har vi därför valt att begränsa oss till tre biom som är relevanta och jämförbara med svenska förhållanden: 1) taiga, 2) tempererad barrskog samt 3) tempererad löv- och blandskog. Vidare har vi avgränsat översikten till att enbart omfatta återvätning av tidigare dränerade våtmarker, och inte anläggning av våtmarker på nya platser. I den del som behandlar effektuppföljning utgår våra förslag från vad som är lämpligt att mäta för att utvärdera återvätningens effekter. Dessa mätmetoder är dock i hög grad även tillämpbara i nyanlagda våtmarker.

2.2 Litteraturstudier

Litteraturen har inte samlats in genom en strikt systematisk sökning, utan vi har använt alla tillgängliga vägar för att identifiera relevanta studier. Vi har dock utgått från en tidigare systematisk litteratursökning genomförd inom ramen för ett annat projekt, vilket har utgjort en värdefull grund för den fortsatta sökningen. Att arbetsgruppen består av ett flertal forskare med olika specialområden, där samtliga har god insyn i återvätningens litteraturen, talar för att vi har lyckats fånga in de mest centrala och relevanta studierna inom området.

2.3 Workshops och samverkan med avnämare

Under projektets gång har vi genomfört fyra workshops. Varje workshop har bestått av två delar: en intern del där vi forskare diskuterat de centrala frågeställningarna i studien, samt en extern del där dessa frågor har diskuterats tillsammans med inbjudna avnämare. Avnämarna har representerat myndigheter, länsstyrelser, kommuner och olika intresseorganisationer.

Workshops har organiserats tematiskt utifrån följande ämnesområden: 1) Hydrologi och vattenkvalitet (hösten 2024), 2) Biodiversitet (hösten 2024), 3) kol- och växthusgasbalans (vintern 2025), och 4) alla aspekter (våren 2025).

3. Kunskapsläget kring återvätningseffekter

Litteraturgenomgången visar att det finns få studier som undersökt de långsiktiga effekterna av återvätning av dränerade våtmarker. De flesta uppföljningar sträcker sig inte längre än 1–2 år efter återvätning, vilket innebär att kunskapsläget är osäkert. Utöver den korta tidsperioden varierar även kvaliteten och frekvensen på mätningarna mellan studier. Det är få studier som tillämpar en mer robust BACI (Before-After Control-Impact) -design eller resurskrävande metoder så som hög-frekventa sensorer eller fluxtorn. Nedan sammanfattas resultaten från befintliga studier, följt av förslag på hur uppföljningen av återvätningens effekt kan förbättras för att stärka kunskapen om denna viktiga åtgärd (kapitel 4).

3.1 Hydrologi

Historisk dikning av våtmarker har haft betydande effekter på landskapets hydrologi och manipulerat vattenflöden i både skogs- och jordbruksdominerade miljöer (Laudon m.fl., 2022). Denna dikning har reducerat våtmarkernas naturliga vattenlagrande kapacitet, vilket i sin tur kan ha bidragit till att öka landskapets sårbarhet för extrema nederbördstillfällen.

Genom återvätning av dränerade våtmarker vill man höja grundvattennivån och återställa våtmarkernas vattenhållande funktioner. Därför blir det viktigt att utreda frågan om i vilken utsträckning återvätningen kan fungera som en buffert mot extrema flödeshändelser och utjämna nedströms vattenflöden. En annan viktig fråga är den rumsliga omfattningen av återvätningens effekter, det vill säga hur långt från diket som grundvattennivån påverkas av återvätningen.

3.1.1 Vattenhållande förmåga

Vitmossor (*Sphagnum*) är en central aspekt av torvmarkens hydrologi och vattenhållande förmåga (Nijp m.fl., 2017). Eftersom återetableringen av vitmossor sker långsamt kan det ta decennier eller längre innan den naturliga vattenhållande förmågan återställs efter en återvätning. Detta innebär att den hydrologiska återhämtningen i restaurerade torvmarker är en långsiktig process som är starkt beroende av den successiva återkoloniseringen av vitmossor.

Trots att återställandet av torvmarkens fulla hydrologiska funktion kan ta lång tid, visar studier att höjningen av grundvattennivåer och vissa ändringar i avrinningsbildning kan ske relativt snabbt efter återvätning. I en torvmark i norra Sverige observerades en tydlig ökning av grundvattennivån inom de första åren efter återvätningen (Laudon m.fl., 2023; Karimi m.fl., 2024). Dessa resultat var i linje med en systematisk litteraturöversikt av Bring m.fl. (2022), som rapporterar en generell höjning av grundvattennivåer strax efter återvätning. Det finns dock studier där återvätning av dränerade våtmarker inte haft någon signifikant inverkan på grundvattennivåerna (t.ex. Holden m.fl., 2011). Dessutom visade en

jämförelse av ett dussin torvmarker i Sverige mer än tio år efter återvätning att grundvattennivåerna inte efterliknade de odikade referensområdena (Smeds, 2025). Dessa tidigare resultat tyder på att landskapets egenskaper och åtgärdens position i avrinningsområdet kan spela en avgörande roll för återvätningens hydrologiska effekter (Åhlén m.fl., 2020; 2022). Bring m.fl. (2022) pekar även på kvarstående kunskapsluckor, såsom frågan om återvätningens påverkan sträcker sig utanför torvmarken och in i omgivande skogsmark, eller om effekten enbart är lokal på själva torvmarken.

3.1.2 Buffring av hög- och lågflöden

Vattennivåerna i våtmarken och vattenhalten i omgivande mark utgör viktiga faktorer vid buffring av extrema flödeshändelser. Speciellt kräver en lagring av stora vattenvolymer att vattennivåerna innan kraftiga nederbördstillfällen är relativt låga jämfört med exempelvis utloppströsklar (Åhlén m.fl., 2022; Kadykalo och Findlay, 2016). Detta illustrerar en del av komplexiteten vad gäller frågan om, och när, det återvätta landskapet kan ge buffrande skydd mot översvämning av nedströms belägna områden. För att kunna dra mer specifika slutsatser krävs ett ökat antal studier om extremförhållanden. Vad gäller lågflödesdynamik har observationer i Sverige (Karimi m.fl., 2024), England (Norbury m.fl., 2021), Wales (Holden m.fl., 2017), och Skottland (Howson m.fl., 2021) visat att redan under de första åren efter återvätning så ökade basflödena. Ett betydande forskningsbehov återstår dock, inte minst vad gäller skydd mot torka.

Aktuellt kunskapsläge visar sammanfattningsvis delvis divergerande resultat. Flera studier rapporterar att återvätning generellt kan minska både frekvens och magnitud av högflöden nedströms. Dock visar en systematisk litteraturöversikt av Kadykalo och Findlay (2016) på mer begränsade effekter. De korta observations-tiderna utgör en särskild utmaning vid studier av extremflöden, som i sin natur är sällsynta. En svensk studie visar att odränerade torvmarker, vid jämförelse med dränerad skogsmark, har störst utjämnande påverkan på vattenflödena runt medelvattenföring. Under högflöden, såsom snösmältning, gav ett extra tillskott av smältvatten eller nederbörd lika mycket extra avrinning på både odränerade torvmarker som på dränerade skogliga moränmarker (Bishop m.fl., 2024).

Medan vissa hydrologiska effekter, såsom förändringar i grundvattennivåer och ökade basflöden, har observerats redan under första året efter återvätning (Holden m.fl., 2017; Howson m.fl., 2021; Norbury m.fl., 2021; Karimi m.fl., 2024), så kan hydrologiska förändringar kopplat till t.ex. torvegenskaper fortgå i decennier (Ehnvall m.fl., 2024). Exempelvis rapporterade Haapalehto m.fl. (2011) en signifikant höjning av grundvattenytan under det första året efter återvätning, men en avtagande effekt över en tioårsperiod, sannolikt till följd av förändrade flödesvägar genom torven som minskade effekten av återvätningen. Eftersom hydrologin utgör den grundläggande drivkraften bakom återvätningens övriga effekter – inklusive påverkan på vattenkvalitet, biologisk mångfald samt kol- och växthusgasomsättning – är det avgörande att hydrologiska parametrar övervakas under längre tidsperioder än de 1–2 år som ofta förekommer i nuvarande studier. Långsiktig hydrologisk övervakning är en nödvändig förutsättning för att kunna utvärdera återvätningens verkliga ekologiska och klimatrelaterade effekter.

3.2 Vattenkvalitet

Den historiska dräneringen av våtmarker har lett till mer oxiderade förhållanden i marken samt ändrat flödesvägar och flödesdynamik, vilket i sin tur har påverkat vattenkvaliteten nedströms. Även en återvätning kan förändra vattenkvaliteten nedströms, antingen till det bättre eller det sämre. Här fokuserar vi på organiskt material, kvicksilver och näringsämnen i avrinningen efter återvätning, då dessa kan påverka ytvatten genom brunifiering eller eutrofiering samt påverka den biologiska mångfalden.

3.2.1 Organiskt material

Återvätning kan ha effekter på organiskt material i avrinning och därmed antingen försämma eller motverka brunifieringen av ytvatten som observerats på norra halvklotet under de senaste decennierna (de Wit m.fl., 2007; Evans m.fl., 2005; Monteith m.fl., 2007; Roulet och Moore, 2006). Återvätningen kan påverka både nedbrytningshastighet av organiskt material, och flödesvägar som kan göra att kolrika marklager blir mer (eller mindre) hydrologiskt kopplade till avrinnande vatten.

Det finns ett flertal studier som studerat korttidseffekter av återvätning på organiskt material i avrinning, men få långtidsstudier. Befintliga studier visar dock på varierande resultat. I Storbritannien resulterade återvätning av torvmarker (blanket bogs) i en minskning av organiskt material i avrinnande vatten (Wilson m.fl., 2011; Armstrong m.fl., 2010) eller minimala effekter (Evans m.fl., 2018; Peacock m.fl., 2018). Tvärtom ledde återvätning i sumpskogar och myrar i Finland (Räsänen m.fl., 2018) och sumpskogar, mossar och kärr i Sverige (Wallin m.fl., 2025) samt näringsfattiga torvmarker i norra Sverige (Zannella m.fl., 2025) till öknings av organiskt material nedströms. Kraftiga öknings av organiskt material i avrinnande vatten observerades även i Finland efter återvätning av näringsrika kärr, men denna femdubbla ökning i koncentration mattades av fem år efter återvätningen (Koskinen m.fl., 2017).

3.2.2 Kvikksilver

En potentiell ökning av organiskt material i avrinnande vatten efter återvätning kan leda till ökad mobilisering av föroreningar bundna till det organiska materialet, såsom kvicksilver (Hg). En höjning av grundvattenytan minskar tillgången på syre i marken, vilket skapar anaeroba förhållanden som gynnar metylering av kvicksilver via anaeroba mikroorganismer. Metylkvikksilver (MeHg) är den form av kvicksilver som är särskilt viktig att minimera i våra vatten på grund av dess höga biotillgänglighet och toxicitet.

Få studier har dock utvärderat återvätningens effekter på totala halten kvicksilver (THg) och MeHg i avrinnande vatten, och de få som finns visar på varierande resultat. En svensk studie fann ingen tydlig förändring i MeHg-koncentrationer i avrinnande vatten 1–3 år efter återvätning (Tjerngren m.fl., 2012), medan en annan studie från norra Sverige observerade signifikanta öknings av THg-koncentrationer i avrinnande vatten under de två första åren efter återvätning (Laudon m.fl., 2023). I USA där mätningar pågått under längre tid, 7–24 år efter återvätning, fanns inga skillnader i THg- och MeHg-koncentrationer i avrinnande vatten mellan återvätta och naturliga våtmarker (Wang m.fl., 2020), däremot var MeHg-

koncentrationen hög i båda typerna av våtmarker. Detta stöds av tidigare forskning som visat att våtmarker generellt är platser där mycket MeHg bildas (Bishop m.fl., 2020). Återvätningens potentiella bidrag till ökad bildning av MeHg och därmed mer MeHg i vattendrag nedströms är troligtvis en oundviklig konsekvens av att återställa våtmarkers naturliga hydrologi. Detta är en aspekt som behöver beaktas i återvättningsstrategier, men som också kan behöva accepteras som en kompromiss för att återfå våtmarkernas ekologiska funktioner och miljönytta i stort. Det är dock möjligt att initiala effekter av återvätning är större än de långsiktiga. Efter en experimentell översvämning av skogs- och myrmark i Kanada ökade koncentrationerna av MeHg i avrinnande vatten med en faktor tio under de första två åren efter återvätning. Åren som följde avtog denna kraftiga effekt, men nio år efter översvämningen så var koncentrationerna fortfarande förhöjda (St. Louis m.fl., 2004).

3.2.3 Näringsämnen

Återvätning av våtmarker kan påverka halter och transporter av näringsämnena kväve (N) och fosfor (P). Initiala ökningar i N- och P-koncentrationer har observerats i avrinnande vatten efter återvätning (Kieckbusch och Schrautzer, 2007; Zak och Gelbrecht, 2007; Pönisch m.fl., 2023). När det gäller N-läckage så har exempelvis återvätning av minerogen torv (Kieckbusch och Schrautzer, 2007) och sandig torv (Hoffmann m.fl., 2011) i jordbruksmiljö visats öka koncentrationerna av både organiskt N och ammonium (NH_4^+) i det avrinnande vattnet under de första fem åren. Efter denna initiala ökning har minskade NH_4^+ -koncentrationer observerats 8–10 år efter återvätning i en svensk torvmark (tidigare torvbrytningslokal, Lundin m.fl., 2017) och i en minerogen torvmark i Tyskland (Kieckbusch och Schrautzer, 2007). Dessa resultat kan förklaras av förändringar i markens redoxförhållanden. Efter återvätning skapas anaeroba förhållanden som hämmar nitrifikation, det vill säga omvandling av NH_4^+ till nitrat (NO_3^-). Detta kan leda till frigörelse av organiskt N och NH_4^+ . Samtidigt gynnas denitrifikation, det vill säga processen där NO_3^- omvandlas till kvävgas (N_2), vilket innebär att en del av kvävet lämnar våtmarken i gasform. Flera studier har visat att återvätning av såväl torvmarker (Ardón m.fl., 2010; Hoffmann m.fl., 2011; Cabezas m.fl., 2012; Lundin m.fl., 2017) som minerogena marker (Audet m.fl., 2020; Page m.fl., 2023) ofta leder till minskad N-transport, vilket indikerar att återvätta marker, trots potentiella initiala N-utsläpp, kan avskilja N på längre sikt.

När det gäller P-läckage indikerar de flesta studier ökad P-export nedströms efter återvätning (Kieckbusch och Schrautzer, 2007; Skinner, 2022; Zak och Gelbrecht, 2007; Florea m.fl., 2024). Detta visar sig särskilt efter återvätning av tidigare jordbruksmarker (Land m.fl., 2016; Audet m.fl., 2020) som varit intensivt brukade (Zak och Gelbrecht, 2007; Cabezas m.fl., 2012), samt av torvmarker med kraftigt nedbruten torv till följd av långvarig dränering (Zak och Gelbrecht, 2007) och av marker med höga järnhalter (Kinsman-Costello m.fl., 2014). Under syrerika förhållanden i dränerade marker binder P till markpartiklar av organiskt material samt till mineraler såsom järn, aluminium och kalcium. Återvätning leder till syrebrist i återvätta marker som frigör P från markpartiklarna i form av löst fosfor eller löst organiskt P. Löst P kan sedan transporteras ut i vattenfasen och föras nedström med avrinning. Ju mer P som finns i marken innan återvätning, desto mer kan lakas ut. Generellt ökar P-avrinning mest direkt efter en återvätning (Zak och Gelbrecht, 2007) och avtar sakta, men kan kvarstå eller tillta under flera år, eller till och med

årtionden, efter åtgärden (Lundin m.fl., 2017; Audet m.fl., 2020). Vid planering av återvätning är det därför av central betydelse att noggrant beakta tidigare markanvändning och markkemi (halter av P, järn, aluminium och kalcium) samt att genomföra en riskbedömning för att avgöra om matjorden behöver tas bort eller om andra åtgärder bör vidtas för att minska exporten av P.

3.3 Biodiversitet

Förändringar i våtmarkens hydrologiska förhållanden till följd av återvätning påverkar även växt- och djurlivets sammansättning. Höjda grundvattennivåer kan leda till att arter som är känsliga för hög markfuktighet trängs undan, samtidigt som vattenberoende arter gynnas. Effekterna kan dock även vara indirekta, exempelvis genom förändrade konkurrensförhållanden, näringstillgång eller habitatstruktur.

Syftet med en återvätning är ofta att återskapa de artsamhällen som fanns i våtmarken före dräneringen. Detta är dock inte alltid möjligt, eftersom den tid som marken varit dränerad kan ha lett till irreversibla förändringar i ekosystemets struktur och funktion (Kreyling m.fl., 2021). Ett vanligt mål är att våtmarksspecialiserade arter återetableras, men en höjd grundvattennivå är i sig inte alltid tillräcklig för att gynna dessa arter. Ytterligare restaureringsåtgärder kan krävas beroende på våtmarkstyp och tidigare markanvändning.

Våtmarksspecialister av särskilt intresse har ofta ett mycket snävt habitatspann, vilket gör dem extra känsliga för ekosystemförändringar. De var därför troligtvis bland de första arterna att försvinna då våtmarken dränerades, och sannolikt de sista att återkolonisera efter återvätning (Watts och Mason, 2015). Förekomst av sådana arter kan därmed fungera som en användbar indikator på hur framgångsrik återvätningen varit. Det är dock viktigt att komplettera artförekomst med att utvärdera våtmarkens ekologiska funktion (Klimkowska m.fl., 2019).

I denna sammanställning presenteras ett urval av växt- och djurgrupper, med fokus på vegetation, leddjur och ryggradsdjur (amfibier, fåglar och däggdjur).

3.3.1 Vegetation

Hur snabbt artsammansättning och ekosystemstruktur förändras efter återvätning varierar avsevärt och beror bland annat på vilken typ av vegetation som fanns före dränering samt på de hydrologiska och ekologiska förändringar som följer efter återvätning. De mest påtagliga förändringarna i vegetationen sker ofta inom de första 10–15 åren efter återvätning, men det kan ta mer än 25 år innan ett vegetationsekosystem etableras som liknar det som fanns före dräneringen (Allan m.fl., 2024). Vegetationsutvecklingen kan vara långsam, särskilt eftersom arter som etableras tidigt i successionen kan försvåra etablering av arter senare i successionen. Ett exempel på arter som kan hindra att långsamväxande arter, framför allt mossor, återetableras sig är framför allt snabbväxande gräsartade växter som gräs, tåg och starr (Kreyling m.fl., 2021), men effekten är störst i näringsrika våtmarker. Mossor är ofta karaktäristiska för naturliga våtmarker men återetableras vanligtvis långsamt efter återvätning (Klimkowska m.fl., 2019; Hedberg m.fl., 2013). En grupp som avviker från det mönstret är vitmossor (*Sphagnum*), som spelar en nyckelroll i torvbildning och vattenhållande funktioner, som verkar kunna återkolonisera

inom 10–15 år efter återvätning (Maanavilja m.fl., 2015; Kozlov m.fl., 2016), även om det ibland kan ta mycket längre tid (Taylor m.fl., 2018; Elo m.fl., 2024). En möjlig orsak är att vitmossor framför allt dominerar i näringsfattiga miljöer, där kärlväxter inte har en lika stor konkurrenseffekt.

Även kvarstående träd kan hämma återkoloniseringen av våtmarksväxter, genom att deras transpiration bidrar till torrare markförhållanden. I artrika miljöer, såsom rikkärr, kan det ibland vara nödvändigt att aktivt återintroducera mossor och kärlväxter om deras spridningsmöjligheter är begränsade och fröbankerna har degraderats sedan dräneringen (Hedberg m.fl., 2012). I andra typer av miljöer, såsom näringsrika jordbruksmarker, kan det krävas att det översta marklagret avlägsnas för att förhindra etablering av snabbväxande arter som bladvass eller kavedun, vilka annars riskerar att skugga mindre växter (Lamers m.fl., 2015; Kreyling m.fl., 2021).

3.3.2 Leddjur

Studier har visat att många leddjur kan återetableras relativt snabbt efter återvätning, ofta inom 5–10 år. För att uppnå fullständig återhämtning kan det dock krävas flera decennier, framför allt om etableringen också kräver att vegetationsstrukturer återetablerats. I en studie i Nya Zeeland observerade Watts m.fl. (2008) att jordlöparensamhällen hade återfått sin funktionalitet redan efter sju år, men att sällsynta arter ännu inte hade återkoloniserat efter tretton år, och i stället trängts undan av främmande arter (Watts och Mason, 2015). Återetableringstakten varierar mellan arter (Strobl m.fl., 2020), och orsakerna är ofta okända. Det är dock troligt att mer rörliga arter, såsom fjärilar och malar, har lättare att återetablera sig. Centralt för återetablering av både fjärilar, spindlar och skalbaggar tycks vara att vitmossa har återkoloniserat området och att en naturlig mikrotopografi har återbildats (Främbis, 1994; Čelik och Vreš, 2018; Pravia m.fl., 2020).

3.3.3 Rygggradsdjur

Amfibier har påverkats kraftigt av en minskad våtmarksareal (Luedtke m.fl., 2023), och motsvarande effekter har observerats även för däggdjur och fåglar. Åtgärder för att gynna amfibier är konstruktion av små, fiskfria dammar, habitat som ofta uppkommer i samband med att man återväter. Det verkar också som att återkoloniseringen av amfibier kan ske relativt snabbt om lämpliga habitat finns (Rannap m.fl., 2010), men kan ta uppemot 4–5 år (Petranka m.fl., 2003) och i vissa fall över 10 år (Denton m.fl., 2007). En långsam återhämtning av våtmarksvegetation och makroinvertebrater, som utgör en viktig födokälla för amfibier, kan bidra till att återhämtningen går långsamt (Monello och Wright, 1999; Baker och Halliday, 1999). Våtmarksväxter ovan vattenytan är speciellt viktigt för till exempel sala- och mandrar, vilket kan förklara att de sällan attraheras av nyligen återvätta våtmarker (Brodman m.fl., 2006; Lehtinen och Galatowitsch, 2001; Rannap m.fl., 2010).

Även för däggdjur kan återvätta våtmarker vara viktiga sekundära habitat. För många medelstora och stora däggdjur som många hjortarter, vildsvin och rödrev, kan återvätta våtmarker fungera som miljöer med viktiga födokällor (sammanfattat i Mayer m.fl., 2000; Knutsen och Euliss Jr, 2001), men de utgör sällan deras huvudsakliga livsmiljö (Knutsen och Euliss Jr, 2001). De däggdjur som troligtvis gynnas mest av återvätning är flygande och marklevande smådäggdjur som

använder våtmarker som huvudsakligt habitat eller för födosök. Det inkluderar arter av fladdermöss, näbbmöss, och smågnagare. En studie från USA visade att artrikedom och den generella sammansättningen av terrestra smådäggdjurssamhällen var liknande mellan återvätta och naturliga våtmarker 5–29 år efter återvätning (Kurz m.fl., 2013; Noe m.fl., 2022), men sällsynta arter återfanns endast i de naturliga våtmarkerna (Noe m.fl., 2022).

Återvätning har generellt stora positiva effekter på våtmarksfåglars art- och individrikedom. Beroende på om våtmarken ligger i odlingslandskapet eller i skogslandskapets myrmarker är dock återkoloniseringshastigheten olika. I odlingslandskapets våtmarker sker återkoloniseringen av en stor del av våtmarksarterna redan inom de första tre åren (Bregnballe m.fl., 2014; Brown och Smith 1998) för att i stort vara helt återhämtad tio år efter återvätning (Kačergytė m.fl., 2022). I skogslandskapets myrmarker sker återkoloniseringen mycket långsammare och tar minst 15–20 år, på grund av den långsamma återhämtningen av vegetationen (se 3.3.1 ovan). Flera studier av återvätta myrmarker gjorda under kortare tidsfönster (t.ex. <10 år) uppvisar därför inte effekter i art- och individrikedom av myrmarksfåglar (Calladine m.fl., 2014). Återvätningens effekter på fågelfaunan är således helt beroende av omgivande landskap, vegetationens återhämtning och näringsförhållanden.

3.4 Växthusgaser

Dikade torvmarker fungerar som nettokällor till växthusgaser, främst koldioxid (CO_2) och lustgas (N_2O), till atmosfären, vilket beror på en förhöjd mineraliseringshastighet av torven då grundvattenytan sänkts. Emissionerna är särskilt höga från näringsrika torvmarker. Återvätning är en strategi för att minska mineraliseringen av torven och därmed utsläppen av CO_2 och N_2O . Genom återvätning skapas anaeroba förhållanden i torven, vilket effektivt bromsar nedbrytningen av organiskt material. Samtidigt kan dessa syrefria förhållanden främja produktion och avgång av metan (CH_4), en annan potent växthusgas med högre global uppvärmningspotential än CO_2 .

3.4.1 Koldioxid

Hur mycket en återvätning minskar CO_2 -utsläppen beror till stor del på hur mycket grundvattennivån höjs och hur stor andel av den tidigare syresatta torven som blir vattenmättad. Ju mer torv som blir vattenmättad, desto mer organiskt kol kan räddas från att oxidera till CO_2 . I vissa fall kan emissionen av CO_2 tillfälligt öka efter återvätning, som en följd av att vegetation dör då torven blir vattenmättad. Detta leder till minskat kolupptag genom fotosyntes, vilket kan delvis motverka minskningen i CO_2 -emissioner från nedbrytning av torv (Escobar m.fl., 2022). Med tiden sker dock en successiv etablering av våtmarksanpassad vegetation, vilket kan leda till ökad ekosystemproduktivitet och ökat CO_2 -upptag (Creevy m.fl., 2020). Hur snabbt denna omställning sker är dock starkt platsberoende och kan ta flera decennier (se avsnitt om vegetation; Creevy m.fl., 2020). Det bör dock påpekas att redan innan ett årligt nettoupptag av CO_2 sker, kan återvätning minska mängden CO_2 som når atmosfären från torven (Kasimir och Lindgren, 2024).

3.4.2 Metan

Bildningen av CH_4 sker vid nedbrytning av organiskt kol i miljöer med låg redoxpotential. Den viktigaste faktorn som styr redoxpotentialen är grundvattennivån. I vattenmättade och syrefria förhållanden kan metanproducerande (metanogena) mikroorganismer etableras. Studier har visat varierande resultat när det gäller hur snabbt livskraftiga metanogena samhällen utvecklas och metanproduktionen börjar öka (Laine m.fl., 2024). Vissa studier indikerar att metanogena förhållanden, med tillhörande samhällen och utsläpp, kan återetableras redan inom ett år efter återvätning, medan andra har visat att det kan ta decennier (t.ex. Urbanová och Bárta, 2020). Näringsstatusen och hur vegetationstillväxten påverkas av återvätningen spelar också en viktig roll, eftersom kärlväxter både kan fungera som en källa till substrat för metanogener och som transportörer av CH_4 från marken till atmosfären (Joabsson m.fl., 1999; Öquist och Svensson, 2002). CH_4 som bildas i djupare jordlager kan oxideras av metanotrofer i markzoner med högre syrehalt när gasen rör sig uppåt i markprofilen. Den totala mängden CH_4 som släpps ut från våtmarken beror därför både på hur mycket CH_4 som bildas och hur mycket som konsumeras genom oxidation.

3.4.3 Lustgas

Även bildningen av N_2O påverkas av markens redoxförhållanden, men redoxprocesser styr framför allt tillgängligheten av kväve snarare än direkt bildningen av N_2O . Torv innehåller ofta stora mängder kväve, men under syrefria förhållanden är det mesta av detta kväve otillgängligt för mikroorganismer och växter, vilket leder till låg N_2O -avgång (Martikainen m.fl., 1993). Om torven däremot torrläggs kan det organiska kvävet mineraliseras, vilket ökar N_2O -emissionen (Klemedtsson m.fl., 2005). Om den dränerade torven dessutom är kvävegödslad eller har påverkats av högt atmosfäriskt kvävenedfall, kan N_2O -avgången bli stor och ha en betydande påverkan på strålningsdrivningen.

Det finns mycket få studier som har mätt N_2O -avgång från torvmarker. I en systematisk översikt fann Minkkinen m.fl. (2020) att dränering mer än dubbelrade N_2O -avgången från näringsrika torvmarker i Finland. Återvätning minskade N_2O -avgången från dessa marker till nivåer motsvarande tiden före dränering, eller ibland till och med lägre. N_2O -avgången från dränerade näringsfattiga torvmarker var däremot låg, och varken dränering eller återvätning hade någon märkbar effekt på växthusgasbalansen (Minkkinen m.fl., 2020).

3.4.4 Lateral exporter av kol och växthusgaser

De flesta studier har enbart fokuserat på de vertikala flödena av kol och växthusgaser, det vill säga vad som avges från marken och tas upp av vegetationen. För att utvärdera den totala kolbalansen krävs dock att man utöver dessa studerar mängden kol som transporteras till och från våtmarken via laterala flöden i vatten. De flesta studier som har utvärderat effekterna av återvätning på laterala kolflöden via avrinning har fokuserat på organiskt material, såsom totalt organiskt kol (TOC) eller dess fraktioner, löst organiskt kol (DOC) och partikulärt organiskt kol (POC) (t.ex. Strack m.fl., 2013; Koskinen m.fl., 2017). Som redan beskrivits (se avsnitt om vattenkvalitet) har återvätning gett varierande effekter på laterala flöden av DOC eller

TOC, där både minskade exporter (t.ex. Wilson m.fl., 2011; Evans m.fl., 2018) och ökade exporter (t.ex. Koskinen m.fl., 2017; Zannella m.fl., 2025) har observerats.

Det finns mycket få studier som har mätt laterala exporter av löst oorganiskt kol (DIC, som främst utgörs av CO_2) och CH_4 , och resultaten är inte entydiga. Återvätning av torvmarker i Storbritannien ledde inte till några märkbara förändringar i laterala exporter av CO_2 och CH_4 (Pickard m.fl., 2022; Evans m.fl., 2018), medan Zannella m.fl. (2025) observerade ökning av både DIC och kraftiga ökning av CH_4 -export upp till två år efter återvätning av en näringsfattig torvmark i norra Sverige. Dessutom har högre koncentrationer av DIC och CH_4 generellt observerats i avrinning från 33 olika återvätningar spridda över Sverige jämfört med dikade referenser (Wallin m.fl., 2025).

3.4.5 Nettoekosystemkolbalans (NECB)

Konceptet nettoekosystemkolbalans (Net Ecosystem Carbon Balance, NECB) integrerar flöden av både organiskt och oorganiskt kol i terrestra och akvatiska miljöer för att bedöma om ett ekosystem fungerar som en kolsänka eller kolkälla (Chapin m.fl., 2006). De få studier som har studerat NECB efter återvätning har visat varierande resultat. Mätningar har visat att torvmarker under de första åren efter återvätning både kan fungera som kolsänkor (t.ex. Renou-Wilson m.fl., 2016; Wilson m.fl., 2022) och som kolkällor (t.ex. Peacock m.fl., 2019; Renou-Wilson m.fl., 2016; Järveoja m.fl., 2016). Studier i minerogena våtmarker är däremot ovanliga, men en studie från ett borealt kärr i Sverige visade att detta fungerade som en kolkälla under de första tre åren efter återvätning (Tong m.fl., 2025).

Få studier har undersökt effekterna av återvätning på längre sikt. En tempererad mosse i Kanada fungerade som en kolsänka cirka 15 år efter återvätning (Nugent m.fl., 2018). Våtmarker i norra Tyskland fungerade både som kolkällor och kolsänkor 6–28 år efter återvätning (Beyer och Höper, 2015). Sammanfattningsvis visar mätningar av NECB stor variation i huruvida våtmarker fungerar som källor eller sänkor för kol efter återvätning. Denna variation påverkas av faktorer såsom återvätningens genomförande, näringshalt och klimat. Att förstå hur dessa variabler styr effekten av återvätning är därför ett prioriterat forskningsområde. Samtidigt är det viktigt att påpeka att ett minskat nettoutflöde av kol efter återvätning också bör klassas som en positiv effekt.

3.4.6 Klimateffekter av återvätning

För att förstå hur balansen av växthusgaser efter återvätning påverkar klimatet kan man använda sig av antingen Global Warming Potentials (GWP) eller beräkning av strålningsdrivning. GWP har dock vissa begränsningar i detta sammanhang, eftersom metanutsläpp och koldioxidupptag inte vägs mot varandra på ett tydligt sätt över tid. Denna tidsdimension framträder däremot bättre vid beräkning av strålningsdrivning. Just tidsaspekten är viktig eftersom klimateffekten av återvätning annars riskerar att missbedömas, eftersom CH_4 -avgången ofta ökar kraftigt initialt. För torvmarker är det därför viktigt att väga den långsiktiga kolackumuleringen och minskningen i CO_2 -avgång mot den kortsiktiga ökningen av CH_4 .

För tempererade och boreala torvmarker som tidigare använts för jordbruk kan ökningen av CH_4 fördröja tidpunkten för när återvätningen ger en kylande nettoeffekt med över ett decennium (Ojanen och Minkinen, 2020). I torvmarker

som dränerats för skogsbruk kan däremot de negativa effekterna av CH_4 kvarstå betydligt längre. Generellt ökar den negativa påverkan av CH_4 på den kylande nettoeffekten med latitud och minskar med markens näringsstatus (Hiraishi m.fl., 2013; Jauhainen m.fl., 2023). I näringsfattiga, nordliga torvmarker kan det därför ta många decennier – eller till och med århundraden – innan en nettokylande effekt uppnås efter återvätning (Ojanen och Minkkinen, 2020). I icke-torvbildande våtmarker kommer återvätning sannolikt att leda till en värmande nettoeffekt under överskådlig framtid, eftersom kol inte ackumuleras i form av torv.

Flera modelleringsstudier har genomförts för att försöka förutspå klimatnytta av återvätning på längre sikt (Günther m.fl., 2020; Ojanen och Minkkinen, 2020; Laine m.fl., 2024). Dessa studier visar att den primära klimateffekten av återvätning generellt ligger i påverkan på CO_2 -flöden. Därför är det mest fördelaktigt att återväta torvmarker som i dränerat tillstånd har höga CO_2 -utsläpp, ofta näringsrika och kraftigt störda jordbruksmarker eller annan näringsrik torvmark (Hiraishi m.fl., 2014; Jauhainen m.fl., 2023). Återvätning är också mer effektiv i torvmarker med låga grundvattennivåer innan återvätning (mycket torv är syresatt) (Evans m.fl., 2021) och höga temperaturer (Swails m.fl., 2022).

4. Förslag på förbättrad effektuppföljning

Återvättningsprojekt initieras med olika primära och sekundära mål, och effektuppföljningen bör huvudsakligen relatera till dessa mål. I dagsläget finns det inga platser där samtliga effekter av återvätning eller nyanläggning av våtmarker har följts upp i detalj, men några lokaler har detaljerad uppföljning av en del ekosystemeffekter. En stor del av den publicerade och pågående forskningen av återvätningens effekter på hydrologi och växthusgaser i Sverige baseras på två forskningsinfrastrukturer: Trollberget i Västerbotten och Skogaryd på gränsen mellan Dalsland och Västergötland. I Finland finns dock fler undersökta områden, ofta med längre tidsserier, och mycket av den befintliga kunskapen om återvätningens effekter härrör därifrån. Eftersom många länder satsar på att återvätta dränerade våtmarker har uppföljning av denna åtgärd blivit alltmer viktig och nu bedrivs aktiv forskning i många delar av världen, bland annat i Danmark, på de brittiska öarna, i Nordamerika och i Kina.

En stor del av den utvärdering av återvätningseffekter som idag genomförs kräver avancerade analyser, specialiserad kompetens och betydande ekonomiska resurser. Därför är det av stor vikt att utöka antalet lokaler med långa tidsserier för hydrologi, vattenkvalitet, biologisk mångfald, och växthusgaser. En viktig pusselbit är att etablera ytterligare infrastrukturer med avancerad utrustning liknande de vid Trollberget och Skogaryd, men en annan viktig pusselbit är att använda olika typer av mobil mätutrustning (t.ex. drönare eller portabla gasanalysatorer) eller automatisk datainsamling som är billiga att använda på många lokaler (t.ex. Gålfalk och Bastviken, 2025; Domènech-Gil m.fl., 2024). Det förra ger en detaljerad kunskap om få platser medan det senare möjliggör en bättre geografisk representativitet, som fångar en större del av den variation i landskapsförhållanden som kan påverka återvätningens effekter – såsom variation i näringsstatus, vegetationstyper, grundvattennivåer före och efter återvätning samt om skog har avverkats eller inte före återvätningen.

I linje med den första målsättningen har tre nya infrastrukturer nyligen byggts upp i Uppland, Västerbotten och Halland, men det är avgörande, oavsett metod, att datainsamlingen drivs med ett långsiktigt perspektiv. För närvarande finansieras merparten av verksamheten genom tidsbegränsade forskningsmedel, vilket riskerar att undergräva deras kontinuitet och långsiktiga datainsamling, och leda till kunskapsbrist och oförmåga att uppskatta och rapportera återvätningens effekter. Detta är viktigt då effekter av återvätning förändras över tid, och det kan ta lång tid innan förväntade nyttor med återvätningen uppnås.

Högfrekvent uppföljning av olika miljönyttor och oönskade bieffekter är central för att förstå återvätningens effekter på djupet och erhålla samband som kan användas vid uppskalning. Det finns både fördelar och nackdelar med att samordna de intensiva mätningarna till ett fåtal forskningsstationer. Den viktigaste fördelen är minskade investerings- och driftkostnader, exempelvis för fältpersonal och dyr mätutrustning. Det kan också skapas ett mervärde i form av att stora mängder data samlas in, vilket möjliggör synergier och identifiering av

potentiella målkonflikter. Den viktigaste nackdelen är att mätningarna blir geografiskt begränsade eftersom kostnaden begränsar antalet möjliga infrastrukturer. Av dessa skäl så kan det vara värt att utveckla en kombination av stationära och mobila infrastrukturer, på ett liknande sätt som görs inom till exempel marin miljöövervakning. Liknande dessa skulle studierna av återvätning kunna samlas i ett nationellt övervakningsprogram som säkerställer datakvaliteten då data samlas in med gemensamma metoder och standarder. Detta skulle också öka datatillgängligheten, vilket ger möjlighet till en överblick och förbättrad utvärdering och nationell rapportering.

Nedan presenterar vi förslag på uppföljningsmetoder indelade i tre kategorier beroende på hur lämpliga de är att utföra i olika typer av infrastruktur; mätningar som kräver avancerad utrustning och expertis och lämpar sig därför bäst för högfrekvent uppföljning på **få platser** (Nivå 1), mätningar som fortfarande är kostsamma och/eller tidskrävande men kan utföras på **fler platser** (Nivå 2), samt mätningar som är så pass enkla och/eller billiga att de kan utföras på **de flesta platser** (Nivå 3). Idag finns endast ett fåtal mätstationer där man kan studera effekterna av återvätning, enligt det vi benämner som nivå 1. För att få en mer geografiskt representativ kunskapsbas ser vi ett behov av att utöka antalet sådana stationer till 5–10. För nivå 2 rekommenderar vi att ett större antal provplatser anpassas efter tillgängliga resurser (gärna över 30), men viktigt är att områdena fördelas över hela Sverige. Mätningar på nivå 3 bör genomföras i majoriteten av alla återvättningsobjekt. Det är möjligt att hålla nere antalet mätstationer i Sverige något, om samarbeten etableras med internationella aktörer, och man kan ta del av mätningar från deras infrastrukturer. Man måste dock försäkra sig om att dessa internationella mätstationer har förhållanden som är representativa för svenska förhållanden, och att återvätningen genomförs med metoder som liknar dem som används i Sverige.

4.1 Referensområden

Effekten av att en dränerad våtmark återväts uppvisar stor variation över tid, både inom ett år och mellan olika år, för de flesta variabler. Det är därför avgörande att jämföra data från den återvätta våtmarken med data från ett lämpligt referensområde. Valet av referensområde beror på utvärderingens syfte. Om målet är att undersöka hur olika parametrar förändras när en återvätning genomförs – det vill säga övergången från ett dränerat tillstånd till ett återvätt – är det lämpligt att använda ett referensområde som utgörs av en dränerad våtmark som inte kommer att återvätas. Det är då viktigt att referensområdet är så likt den återvätta våtmarken som möjligt i alla relevanta avseenden, förutom att det inte kommer att återvätas. Det kan exempelvis gälla storleken på avrinningsområdet, dräneringsgrad, andelen dränerad våtmark inom avrinningsområdet, vegetationssammansättning samt geografisk närhet – så att klimatförhållanden såsom temperatur och nederbördsmonster är jämförbara.

Om målet i stället handlar om i vilken utsträckning våtmarken efter återvätning har närmat sig ett naturligt våtmarksekosystem, bör referensområdet i stället utgöras av en naturlig våtmark. Idealt bör dessa områden ha en struktur som representerar den återvätta våtmarken innan dränering. Den typen av referens utgör en stor utmaning, eftersom man sällan vet något om ursprungsförhållanden.

I det fallet är det nödvändigt att hantera frågan pragmatiskt. Det viktiga är kanske att den återvätta våtmarken återfår en struktur, ekosystemfunktion och artsammansättning som en representativ våtmark i området. Det vill säga, man kan med fördel använda flera olika våtmarker som referens.

I vissa fall har våtmarken ett tydligt in- och utlopp, och då kan inloppet användas som referensområde till utloppet. Detta är särskilt vanlig i mindre våtmarker i jordbrukslandskap då hydrologi och vattenkvalitet utvärderas, till exempel i näringsretentionsdammar.

När delar av större myrkomplex återväs finns även möjligheten att använda en opåverkad del av samma myr eller våtmark som referensområde. Det är dock viktigt att säkerställa att återvättningsområdet och referensområdet är hydrologiskt åtskilda.

Ett robust försöksupplägg är att använda en så kallad BACI-design (Before-After Control-Impact). Detta innebär att provtagning genomförs före och efter återvätningen, både i den återvätta våtmarken (impact) och i en referensvåtmark (control). Syftet med referensområdet är här framförallt att kontrollera för naturliga variationer som orsakas av exempelvis temperatur- och nederbördsskillnader över tid. Man förväntar sig då att återvättningsobjektet och referensområdet uppvisar likartade variationer över tid, vilket förutsätter att provtagning sker samtidigt i båda områdena. Genom att jämföra förändringen i relationen för en viss faktor mellan områdena – före och efter återvätningen – kan effekten av återvätningen bedömas. Vi rekommenderar att en BACI-design alltid används vid utvärderingar på nivå 1.

För att följa upp redan återvätta våtmarker kan istället en CI-design (Control-Impact) tillämpas, där den återvätta våtmarken jämförs med liknande referensområden som inte återvåtts. Denna metod ställer höga krav på att referensområdena är så lika den återvätta våtmarken som möjligt, avseende faktorer som hydrologi, markanvändning, vegetation och klimatförhållanden. Även om detta görs så har vissa studier påpekat att det finns ett inbyggt problem med en CI-design. De lokaler som återvåtts är oftast inte ett slumpmässigt urval, utan lokaler där man bedömt att förutsättningarna för en framgångsrik återvätning är hög baserat på habitatkvalitet, topografi, hydrologi eller markägarintresse. Därför kan man inte utvärdera dessa gentemot ett slumpmässigt urval referenslokaler. Förutom dessa problem att resultaten ska bli statistiskt tillförlitliga krävs dessutom att ett tillräckligt stort antal våtmarker följs upp. Om uppföljningen genomförs enligt gemensamma metoder och standarder, är det möjligt att genomföra tillförlitliga utvärderingar även när många olika aktörer rapporterar in data från sina återvättningsprojekt. Vi vill därför än en gång betona vikten av samordning och gemensamma riktlinjer – både för vilken typ av data som samlas in, och för hur datainsamlingen genomförs.

4.2 Områdesinformation

För uppföljning är det avgörande att samla in grundläggande platsinformation från alla/de flesta våtmarker som återvåtts. Denna basdata är inte bara viktig för att tolka lokala mätresultat, utan möjliggör även att platsen kan inkluderas i framtida storskaliga uppskalningar även om inga mätningar skett.

De mest centrala uppgifterna att dokumentera inkluderar koordinater för dämmen, jordart och torvdjup. Jordart och torvdjup kan enkelt bestämmas med hjälp av en markborr eller liknande utrustning. Näringsstatus är också en viktig parameter, och kan uppskattas genom markprovtagning och analys av kol/kväve-kvoten i torven, alternativt genom vegetationsanalys. Kompletterande information kan även hämtas från historiska kartor för att avgöra om området tidigare nyttjats som jordbruksmark, vilket ofta indikerar högre näringsinnehåll.

För att möjliggöra framtida jämförelser och dokumentera förändringar över tid bör området även fotograferas före och efter återvätning. Med hjälp av kartmaterial kan dessutom avrinningsområdets storlek och det ungefärliga påverkansområdet av återvätningen beräknas.

4.3 Hydrologi

Hydrologisk uppföljning är resurskrävande i form av både tid, kompetens och utrustning. Många av de mätningar som är mest informativa lämpar sig därför bäst för genomförande vid ett fåtal platser där återvätningens effekter följs upp i detalj (nivå 1).

Vid dessa infrastrukturer rekommenderar vi kontinuerlig mätning av vattenflöden in och ut från våtmarken med hjälp av överfallsdammar och trycksensorer (vattennivå). I vissa fall saknas ett tydligt inlopp, och mätningar bör då fokuseras på utloppet. För att möjliggöra beräkning av en fullständig vattenbalans krävs även mätning av nederbörd och avdunstning, vilket kan ske genom installation av en klimatstation. En sådan station bör omfatta mätning av nederbörd, temperatur, avdunstning och energibalans. Eftersom vatten också lagras temporärt som snö och is, bör mätning av snödjup och tjäldjup inkluderas. För att fördjupa förståelsen av vattenomsättningen, hur vatten lagras och transporteras genom våtmarker, kan stabila isotoper såsom syre-18, analyseras i nederbörd och i ytvatten in och ut från våtmarken.



Figur 1. Överfallsdam (vänster) för mätningar av vattenflöden och grundvattenrör (höger) för mätningar av grundvattennivå i marken. Foto: Marcus Wallin (vänster) och Gustaf Granath (höger).

Huruvida en våtmark förmår att buffra höga och/eller låga flöden efter den återvåtts påverkas i hög grad av jordart och markstruktur. Vi rekommenderar därför att jordart alltid dokumenteras vid återvätning, men även markstrukturella egenskaper, såsom bulkdensitet, är särskilt relevanta för att kunna utvärdera hydrologisk effekt.

Förutom återvätningens påverkan på ytvattenflöden i nedströms vattendrag är det av stor betydelse att undersöka hur återvätningen påverkar grundvattennivåerna i våtmarken och i det omgivande landskapet. För detta syfte installeras grundvattenrör, vilka består av perforerade rör som möjliggör fritt vatteninflöde. Vattennivån i grundvattenrör kan mätas manuellt vid fältbesök eller registreras kontinuerligt med hjälp av trycksensorer. Kontinuerliga mätningar ger mer detaljerad information över tid och är därför att föredra. Samtidigt är det kostnadseffektivt att komplettera dessa högfrekventa mätningar med rör som mäts manuellt på andra platser i området. På så sätt kan den rumsliga täckningen av mätningarna ökas till en relativt låg kostnad.

För att mäta den absoluta grundvattennivån, det vill säga grundvattenytans höjd i förhållande till den underliggande mineraljorden (fast referens), bör rören förankras i mineraljorden. Om syftet däremot är att mäta den relativa grundvattennivån, det vill säga grundvattenytans position i förhållande till markytan, kan kortare rör installeras i endast torven. Dessa kommer att följa torvens vertikala rörelser till följd av svällning och kompression. Att mäta både relativ och absolut grundvattennivå på några platser (3–5) i både återvättnings- och referensområdet är ett enkel och effektivt sätt att bedöma återställandet av mer naturlig vattenhushållning, särskilt i torvmark vars expansion och kontraktion är en unik del av vitmossornas ekohydrologi.

För att kvantifiera återvätningens rumsliga påverkan rekommenderas att grundvattenrören placeras i transekter vinkelrätt (90°) mot diket. Detta gör det möjligt att bedöma hur långt från diket återvätningens påverkan på grundvattennivån sträcker sig. Eftersom mikrotopografin (tuvor och mattor) har betydelse för effekten, så rekommenderar vi att mäta i mattor som är lättare att jämföra.

Grundvattenrör kan också användas för att beräkna flödesriktningen och om den förändras i våtmarken efter återvätning. Då placeras grundvattenrören i ett rutnätverk, med trianglar av tre grundvattenrör så att grundvattenytan kan interpoleras mellan dem. Avståndet mellan rören bör vara ungefär 10–20 meter, medan 5–10 meter kan behövas om höglänta områden dränerar till våtmarken. Hur grundvattnet i höglänt terräng påverkas av vattennivåerna i de lägre liggande återvätta våtmarkerna är oklart och sådana mätningar skulle därför vara mycket värdefulla.

När grundvattennivån förändras kan även markvattenhalten i den omgivande markvattenzonen påverkas. Dessa förändringar kan övervakas med hjälp av markfuktighetssensorer, som ger information om variationer i markens vatteninnehåll över tid.

Även om det är önskvärt att installera flera grundvattenrör per område, kan man på nivå 2 istället installera ett mindre antal rör, med eller utan sensorer, på ett större antal platser. Vid begränsad budget bör man överväga om det är mest ändamålsenligt att satsa på fler grundvattenrör med manuella mätningar, eller färre antal rör med kontinuerliga mätningar med sensorer. Valet bör styras av frågeställningen. Om syftet är att undersöka hur långt från diket som återvätningseffekten sträcker sig, är det ofta mer värdefullt att ha flera grundvattenrör för manuella mätningar på olika avstånd från diket. Om målet däremot är att studera detaljerade förändringar i grundvattennivå, exempelvis hur många centimeter

nivån stiger närmast diket, ger kontinuerliga mätningar på ett fåtal platser mer användbar information. Det som alltid bör prioriteras är att inkludera mätningar i ett referensområde. Utan denna jämförelse är det svårt att avgöra återvätnings effekt, eftersom grundvattennivåer naturligt varierar både säsongsmässigt och mellan olika år.

Mätningar som lämpar sig väl att genomföra på de flesta platser (nivå 3) inkluderar insamling av bilder från satelliter, drönare och vanliga kameror. Mängden ytvatten som bildas efter återvätning har en stor betydelse för hydrologin, vattenkvaliteten och växthusgasbalansen. Det är därför av stort intresse att dokumentera och kvantifiera förekomsten av ytvatten i återvätta våtmarker. Ytvattenförekomst bör kvantifieras vid ett antal olika flödesförhållanden (både hög- och lågflöde), både före och efter återvätningen.

Ett annat sätt att samla in data från många våtmarker är genom medborgarforskning. Insamlingen kan till exempel genomföras via en hemsida eller en app där besökare dokumenterar eller registrerar olika typer av information om området och dess hydrologi. Möjliga insamlingsmetoder kan inkludera fotografering av området, registrering av grundvattennivåer med hjälp av en virtuell eller utplacerad mätsticka, samt uppskattningar av markfuktighet eller förekomst av ytvatten. Denna typ av datainsamling kan bidra till ökad rumsrig täckning och engagemang från allmänheten. Liknande medborgarforskning har framgångsrikt använts vid universitetet i Zurich (Crowd water, <https://crowdwater.ch/en/start/>), vid SLU (PuddleJump, <https://www.slu.se/forskning/forskningskatalog/projekt/p/puddle-jump/>) och Storbritannien (Tracking the colour of peatland project, <https://www.plymouth.ac.uk/research/plymouth-peatland-research-group/tracking-the-colour-of-peatlands-project>).

Tabell 1. Förslag på mätningar för att följa upp effekter på hydrologin efter återvätning, indelade efter tre uppföljningsnivåer: mätningar lämpade för detaljerad uppföljning på ett fåtal platser, mätningar som kan tillämpas på ett större antal platser, samt mätningar som är anpassade för bred implementering på så många platser som möjligt.

Nivå 1: Få platser	Nivå 2: Flera platser	Nivå 3: De flesta platser
Kontinuerliga vattenflöden in och ut från våtmarken genom överfall och tryckgivare	Kontinuerliga vattenflöden ut från våtmarken	Förekomst av ytvatten genom mätningar från satellitdata (fjärranalys) eller drönare före och efter återvätning
Klimatstation med nederbörds- och temperaturmätningar, avdunstning och energibalans	Enstaka grundvattenrör	Förekomst av ytvatten genom fotografering av området före och efter återvätning
Snödjup och tjäldjup	Markfuktighet	Medborgarforskning där allmänheten kan samla in data via en app eller hemsida. Insamling av t.ex. vattennivå, markfuktighet och ytvattenförekomst
Markegenskaper (inklusive bulkdensitet)	Markegenskaper (inklusive bulkdensitet)	
Syre-18 isotoper		
Grundvattenrör i transekter med kontinuerliga och manuella mätningar av grundvattennivå. Både absolut och relativ grundvattennivå		
Grundvattenrör för mätning av flödesriktning av grundvatten		
Markfuktighet		

4.4 Vattenkvalitet

Det finns flera anledningar till varför det är viktigt att följa upp om återvätning av våtmarker förändrar vattenkvaliteten. Högre halter organiskt material gör vattnet brunare och mer näring kan leda till eutrofiering. Både brunifiering och eutrofiering påverkar artsamhålen och försvåra reningen av dricksvatten. Förändringar i pH påverkar den biologiska mångfalden, då exempelvis flodpärlmussla är en känslig för låga pH. Alla dessa vattenkvalitetsvariabler påverkar dessutom exporten av växthusgaser.

Vattenkvalitetsvariabler av intresse vid övervakning av återvätta våtmarker är organiskt material, N och P. Vanligtvis analyseras totala halter (TOC, TN och TP) men även lösta fraktioner för organiskt kol (DOC), ammonium (NH_4^+), nitrat (NO_3^-) och fosfat (PO_4^{3-}) kan vara bra att analysera. Absorbansmätningar kan utgöra en god proxy för DOC, eftersom metoden är både enklare och mer kostnadseffektiv, samtidigt som korrelationen mellan DOC och absorbans generellt är hög. Förändringar i halterna av organiskt material kan även påverka pH-värdet i vattnet, då organiska ämnen ofta innehåller organiska syror som har en pH-sänkande effekt. Om halter av organiskt material förändras, så kan detta påverka mobiliseringen av näring, metaller och andra miljögifter. Därför kan det även vara av intresse att mäta halter av t.ex. kvicksilver, bly, järn, kadmium, och aluminium (som i sin tur även påverkar P-omsättning). Utöver den totala halten kvicksilver bör även den organiska, biotillgängliga fraktionen MeHg övervakas, eftersom denna form kan bildas i våtmarker under syrefattiga förhållanden.

För mätningar av dessa variabler bör vattenproverna skickas till ackrediterade laboratorium för analys. Vattenprover kan samlas in genom manuella stickprov eller genom automatiserad provtagning, som samlar in prover vid förinställda tidsintervall eller i relation till flödesförändringar. Det finns även sensorer som kan mäta variabler kontinuerligt och lagra data över tid. Dessa sensorer kan bland annat mäta temperatur, konduktivitet, pH, turbiditet, fluorescerande organiskt material (fDOM), och nitrat. I vissa områden går det genom kombinerad vattenprovtagning skapa samband och använda turbiditet som proxy för P.

Det är ofta fördelaktigt att inte enbart mäta koncentrationer av olika vattenkvalitetsvariabler, utan även att beräkna hur stora mängder av dessa ämnen som transporteras över tid. För att kunna uppskatta sådana massflöden krävs, utöver koncentrationsdata, även kontinuerliga mätningar av vattenflödet.

För att kunna uppskatta hur mycket näring och kol som eventuellt fastläggs i våtmarker är det viktigt att beräkna massbalanser genom mätningar i både in- och utlopp av en våtmark. Att inte bara minska halterna utan även den totala mängden näring och kol som transporteras nedströms är avgörande för att motverka övergödning eller brunifiering i mottagande vattendrag. När det gäller MeHg är det dock mer oklart om det är koncentrationen eller den totala mängden som i störst utsträckning påverkar bioackumulering och biomagnifikation i näringsväven.

På nivå 1 rekommenderar vi att man alltid beräknar massflöden, det vill säga koncentrationen multiplicerat med vattenflödet. Vi rekommenderar även att prover tas flödesproportionellt, med ökad provtagningsfrekvens vid höga flöden, då transporten av ämnen ofta är störst (eller ibland minst) vid dessa tillfällen. Alternativet är att ha högfrekventa sensorer som kompletteras med stickprovtagning vid några olika flödesintensiteter för att kalibrera sensorerna och upprätta samband och proxyn.



Figur 2. Vattenprovtagning med automatiska (vänster) och manuella (höger) metoder. Viktigt att tänka på vid vattenprovtagning är att vara medveten om risker för kontaminering och att följa standardiserade metoder som minimerar risken för kontaminering. Foto: Kevin Bishop (vänster) och Kajsa Weslien (höger).

Även stickprovsbaserade koncentrationmätningar (nivå 2 och 3) kan ge värdefull information om vattenkvaliteten och möjliggöra en uppskalning. För att resultaten ska vara tillförlitliga är det viktigt att det finns lämpliga referensområden att jämföra med, samt att antalet prover är tillräckligt stort för att möjliggöra en statistiskt tillförlitlig utvärdering och för att minska osäkerheten i uppskattningar av årstransporter.

Tabell 2. Förslag på mätningar för att följa upp effekter på vattenkvalitet efter återvätning, indelade efter vart de passar att utföras: mätningar lämpade för detaljerad uppföljning på ett fåtal platser, mätningar som kan tillämpas på ett större antal platser, samt mätningar som är anpassade för bred implementering på så många platser som möjligt.

Nivå 1: Få platser	Nivå 2: Flera platser	Nivå 3: De flesta platser
Flödesproportionella prover tagna med högre frekvens vid högre flöden (automatisk eller manuell provtagning)	Regelbundna stickprover av vattenkvalitets-variabler före och efter återvätning	Stickprov av vatten-kvalitets-variabler före och/eller efter återvätning
Massflöde av vatten-kvalitetsvariabler före och efter återvätning	Flödesproportionella prover tagna med högre frekvens vid högre flöden för näringsämnen före och efter återvätning	
Sensor för högfrekventa mätningar av utvalda variabler t.ex. kväve, pH och turbiditet		
Mätningar av vattenkvalitet i mark- och grundvatten		

4.5 Biodiversitet

Vid återvätning och habitatrestaurering med biologisk mångfald som primärt generellt mål har projektet ofta utpekade primära målarter. Man vill återskapa funktionella livsmiljöer för dessa arter. I det fallet ska uppföljningar alltid inkludera systematiska uppföljningar av dessa arter, både före och efter och gärna med flera upprepningar (t.ex. vart femte år) för att kunna fånga upp naturlig dynamik och få mer precisa uppskattningar. Slutligen, en del projekt med andra primära mål kan ha biologisk mångfald som sekundärt mål. Uppföljning av dessa mål kan genomföras antingen med liknande generella inventeringar eller med översiktliga metoder (typ Naturvärdesbedömningar).

För biodiversitetsuppföljningen kan ett rullande schema vara fördelaktigt på nivå 2. I ett sådant upplägg besöks ett urval av lokaler varje år, men med längre återbesöksintervall än om samma lokaler skulle följas kontinuerligt. Under mellanliggande år kan andra lokaler undersökas, till exempel ett nytt urval år två och eventuellt ytterligare ett år tre. Det innebär att fler lokaler kan följas under längre perioder.



Figur 3. En SLAM-trap (sea-land-air Malaise trap) till vänster och en fönsterfälla till höger för insamling av flygande insekter. Foto: Peter Hambäck.

Inventeringsmetoder av målarter är ofta mer eller mindre artspecifika, och listas inte här. Mer generella inventeringsmetoder beror på organismgrupp. Vegetation kan inventeras med hjälp av areabaserade provytor. Insekter, spindlar, andra evertebrater och vertebrater kan inventeras i enkla standardiserade punktinventeringar (t.ex. Zmihorski m.fl., 2016), eDNA-undersökningar, eller automatisk registrering via automatiska inspelningsboxar och viltkameror. Dessa inventeringar har inte målet att uppskatta faktiska populationsstorlekar utan deras huvuduppgift är att ge ett jämförbart index för att uppskatta effekten av åtgärden.

I relation till olika ekosystemtjänster kan analyser av mikrobiella samhällen vara viktiga, som t.ex. metanproducerande (metanogener) mikroorganismer, kvicksilvermetylerande mikroorganismer eller sjukdomsspridande bakterier eller virus. Det kan genomföras genom antingen metagenomik, metabarcoding (16S rRNA-sekvensering) eller metatranskriptomik (som är mer kvantitativt relevant). Som vid all analys av genetiska data är hantering i fält och labb central för att minimera kontamineringsrisk och för att erhålla trovärdiga data.

Oavsett om inventeringen rör mikrobiella eller makrobiella system är en strukturerad standardiserad insamlingsdesign (var, när och hur) central för en robust utvärdering av återvätningseffekter. Metoder kan också vara väldigt tids- och resurskrävande, beroende på behov av artidentifikation m.m.

Som en enklare uppföljning har vi som förslag att utveckla relevanta naturvärdesindikatorer. Dessa metoder skulle kunna utformas på liknande sätt som dagens Naturvärdesinventeringar (NVI, SIS/TS 199002) i skogsmark, där ett områdes naturvärden kartläggs och utvärderas utifrån olika indikatorer på höga (eller låga) naturvärden. Det finns behov att ta fram motsvarande metoder som är särskilt anpassade för våtmarksmiljöer. När möjlighet finns är det värdefullt att genomföra denna typ av inventering både före och efter återvätning. Eftersom det rör sig om en relativt enkel form av uppföljning rekommenderar vi att den genomförs där biologisk mångfald varit ett primärt eller sekundärt mål, åtminstone efter återvätning.

För att skala upp inventeringar på ett kostnadseffektivt sätt kan också fjärranalys användas för att utvärdera förändringar i vegetationssamhällen, där optiska data och bilder samlas in med hjälp av till exempel drönare eller satelliter, och metoder är väl utvecklade (t.ex. MacPartland m.fl., 2019; Räsänen m.fl., 2020). För att fjärranalys ska kunna användas effektivt i uppskalningssyfte är det dock, som alltid, avgörande att samma metodik tillämpas konsekvent på samtliga platser med liknande återvätningssyfte.

När ett ekosystem förändras sker ofta en nyetablering av arter. En viktig aspekt att beakta i samband med detta är risken för etablering av invasiva arter, framför allt i mer näringsrika habitat, vilket inte är önskvärt ur ett naturvårds- eller ekosystemperspektiv. Vi föreslår därför att observationer av invasiva arter dokumenteras i samband med naturvärdesinventeringarna. En sådan övervakning skulle ge värdefull information om huruvida återvätning tenderar att minska eller öka risken för etablering av invasiva arter.

Tabell 3. Förslag på mätningar för att följa upp effekter på biodiversitet efter återvätning, indelade efter var de passar att utföras: mätningar lämpade för detaljerad uppföljning på ett fåtal platser, mätningar som kan tillämpas på ett större antal platser, samt mätningar som är anpassade för bred implementering på så många platser som möjligt.

Nivå 1: Få platser	Nivå 2: Flera platser	Nivå 3: De flesta platser
Etablering av fasta vegetationsrutor, uppföljning över tid	Inventeringar av målarter (inkl. hotade arter) och funktionella grupper (genom eDNA eller andra metoder)	Standardiserade naturvärdesindikatorer, åtminstone efter återvätning
Standardiserad inventering av evertetrater från olika vegetationstyper (genom eDNA eller andra metoder)	Standardiserade naturvärdesinventeringar, före och efter återvätning	Fjärranalys av vegetations-samhällen
Standardiserad inventering av vertebrater genom automatisk registrering (viltkameror och ljudinspelningar), och punktinventeringar		Systematisk dokumentation av invasiva arter
Inventering av mikrobiella samhällen i torven/marken genom DNA- och eventuellt RNA-analyser		Medborgarforskning där vegetationsförändringar fotograferas

4.6 Kol- och växthusgasbalans

För att beräkna flöden av kol- och växthusgaser krävs en omfattande infrastruktur. Denna infrastruktur är också kostsam och kräver specialkompetens, både för att samla in och utvärdera data. Därför är det rekommenderat att förlägga de flesta av dessa mätningar till forskningsinstitierade fältstationer (nivå 1).

En fullständig beräkning av kol- och växthusgasbalansen kräver åretruntmätningar av både vertikala och laterala flöden av växthusgaser. Vertikala flöden bör innefatta mätningar av CO₂, CH₄ och gärna även N₂O. N₂O kan dock vara svårt att mäta då avgången varierar mycket, och det är främst på näringsrika marker som det är viktigt med mätningar av denna variabel. Dessa flöden kan kvantifieras med kammarmätningar där mätpunkter placeras ut i det undersökta området och provtagning sker med regelbundna tidsintervall, exempelvis varannan vecka. Kammarmätningar ger punktvisa momentana värden, och för att förbättra uppskattningen av de totala växthusgasflödena över tid rekommenderas att dessa kompletteras med ett Eddy Covariance-torn (Eddy Flux-torn). Denna metod möjliggör kontinuerlig, integrerad mätning av gasutbytet mellan ekosystem och atmosfär i alla riktningar och över större ytor. Mätningar med Eddy Flux-torn är mycket kostsamma och resurskrävande. Själva utrustningen innebär en stor investering, ofta på flera miljoner kronor. Därtill krävs kontinuerlig service samt tillgång till el och internetuppkoppling, vilket kan vara särskilt utmanande i avlägset belägna våtmarker. Dessutom, för att utvärdera de data som samlas in krävs specialistkompetens.



Figur 4. Nätverk av kamarmätningar (vänster ovan) från Skogaryd i sydvästra Sverige, och Eddy-Flux torn (vänster nedan och höger) från Bullmark i Västerbotten. Foto: Per Weslien (vänster ovan), Järvi Järveoja (vänster nedan), och Lei Gao (höger).

I skogsbevuxna våtmarker är det också relevant att uppskatta upptaget av CO_2 från träden genom mätningar av träd tillväxt genom t.ex. trädborrning. Kolbalansen bör även inkludera mätningar av förnåfall, eftersom nedfallande organiskt material utgör en komponent i kolcykeln.

För att fånga de laterala kol- och växthusgasförlusterna, det vill säga transport via vattenfasen, bör vattenprover tas med regelbundna intervall. Proverna analyseras för löst organiskt kol (DOC), samt de lösta växthusgaserna CO_2 och CH_4 . I näringsrika områden kan det också vara motiverat att analysera N_2O . Denna provtagning bör synkroniseras med mätningarna av de vertikala vattenflödena för att möjliggöra integrerade flödesberäkningar.

Mätningar av laterala kol- och växthusgasflöden är generellt sett enklare att genomföra och utvärdera än mätningar av vertikala växthusgasflöden. Detta gör det möjligt att utföra dem på fler platser. Det är dock viktigt att komma ihåg att dessa mätningar inte ger en fullständig bild av förändringar i kol och växthusgasbalansen i våtmarken, bara förändringar i de laterala flödena av kol.

För att identifiera vertikala flöden av CO_2 och CH_4 över en våtmark eller över ett landskap, kan mobil mätutrustning (t.ex. drönare) med CO_2 - och CH_4 -sensorer användas (t.ex. Gålfalk och Bastviken, 2025; Domènech-Gil m.fl., 2024). Detta kan vara ett sätt att öka kunskapen om den geografiska variationen av växthusgasavgången. Denna teknik är under utveckling och ännu inte tillgänglig för mer storskalig övervakning, men kan vara en värdefull metod i framtiden.

Studier har visat att en utmärkt proxy för växthusgasemissioner som kan användas för uppskalning (nivå 2 och 3) är grundvattenytans läge (Evans m.fl., 2021) som kan mätas med grundvattenrör med sensorer enligt beskrivning i avsnitt 4.3. Här är det viktigt att mäta grundvattenytans genomsnittliga läge innan och efter återvätning för att kunna uppskatta mängden torv som blötläggs efter återvätning.

Vegetationsanalyser kan även fungera som en proxy för växthusgasavgång. En forskargrupp vid Greifswald Mire Centre i Tyskland har utvecklat en metod som kopplar olika ekosystemtyper till deras respektive växthusgasavtryck, GEST-metoden, (Jarašius m.fl., 2022). Metoden är i dagsläget anpassad för Centraleuropa, men har potential att vidareutvecklas för användning i svenska förhållanden. Vegetationen fungerar som en god indikator på både grundvattennivå och näringsstatus i marken, två faktorer som är centrala för emission av växthusgaser. Växter kan dessutom, både direkt och indirekt, påverka växthusgasbildning och -flöden genom exempelvis utsöndring av kolföreningar via rötterna eller genom att underlätta gastransport via kärlväxter (Couwenberg m.fl., 2011).

Vegetationsanalyser för uppskattning av växthusgasavgång skulle med fördel kunna kombineras med fjärranalys av vegetationssamhällen (se avsnitt 4.5). En studie från Finland visar att vegetationsanalyser utifrån satellitdata har potential att uppskatta CO₂-emissioner från torvmarker, även om den temporala och rumsliga variationen (mätt från Eddy-Flux torn) i CO₂-avgång inte fångades fullt ut (Junttila m.fl., 2021).

Fjärranalys kan även användas för att identifiera förändringar i ytvattenförekomst före och efter återvätning (se avsnitt 4.3), vilket i hög grad påverkar växthusgasbalansen. Näringsstatus i marken är ytterligare en viktig faktor som bör ingå i effektuppföljningen av kol- och växthusgasbalansen. Denna kan bedömas genom analys av kol/kväve-kvoten i marken eller genom vegetationsanalys (se avsnitt 4.2).

Tabell 4. Förslag på mätningar för att följa upp effekter på kol- och växthusgasomsättning efter återvätning, indelade efter var de passar att utföras: mätningar lämpade för detaljerad uppföljning på ett fåtal platser, mätningar som kan tillämpas på ett större antal platser, samt mätningar som är anpassade för bred implementering på så många platser som möjligt.

Nivå 1: Få platser	Nivå 2: Flera platser	Nivå 3: De flesta platser
Eddy-Flux torn för vertikala flöden av CO ₂ , CH ₄ och gärna N ₂ O	Vattenprovtagning för mätning av vertikala flöden (koncentrationer) av DOC (eller TOC), DIC, och CH ₄	Vegetationsinventeringar för uppskattning av GHG emission utifrån t.ex. GEST modellen
Kammar-mätningar för vertikala flöden av CO ₂ , CH ₄ och gärna N ₂ O	Grundvattenrör i transekter för mätningar av grundvattennivå före och efter återvätning	Enstaka grundvattenrör för mätningar av grundvattennivå före och efter återvätning
Tillväxthastigheten av träd genom trädborring	Tillväxthastigheten av träd genom trädborring	Storleken på område med våtmarksvegetation, samt öppet vatten
Insamling av fallande förna	Insamling av fallande förna	
Vattenprovtagning för mätning av laterala flöden (koncentrationer och exporter) av DOC (eller TOC), DIC, och CH ₄ i avrinning		
Nätverk av grundvattenrör för kontinuerliga (automatiska) mätningar av grundvattennivå före och efter återvätning		
Klimatstation som registrerar luft- och marktemperatur, vindhastighet och riktning, solinstrålning, lufttryck och relativ fuktighet		

5. Tack

Vi vill rikta ett varmt tack till alla som deltagit i de workshops som genomförts inom ramen för detta forskningsprojekt. Ni deltagare från myndigheter, länsstyrelser, kommuner och olika intresseorganisationer har genom ert engagemang och era värdefulla bidrag haft stor betydelse för arbetets genomförande och resultat.

6. Källhänvisning

- Allan, J.M., Guêné-Nanchen, M., Rochefort, L., Douglas, D.J. & Axmacher, J.C. 2024. Meta-analysis reveals that enhanced practices accelerate vegetation recovery during peatland restoration. *Restoration Ecology*, 32(3), e14015.
- Ardón, M., Morse, J.L., Doyle, M.W. & Bernhardt, E.S. 2010. The water quality consequences of restoring wetland hydrology to a large agricultural watershed in the southeastern coastal plain. *Ecosystems*, 13, 1060–1078.
- Armstrong, A., Holden, J., Kay, P., Francis, B., Foulger, M., Gledhill, S., ... & Walker, A. 2010. The impact of peatland drain-blocking on dissolved organic carbon loss and discolouration of water; results from a national survey. *Journal of Hydrology*, 381(1–2), 112–120.
- Audet, J., Zak, D., Bidstrup, J. & Hoffmann, C.C. 2020. Nitrogen and phosphorus retention in Danish restored wetlands. *Ambio*, 49, 324–336.
- Baker, J.M. & Halliday, T.R. 1999. Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetological Journal*, 9(2), 55–63.
- Beyer, C. & Höper, H. 2015. Greenhouse gas exchange of rewetted bog peat extraction sites and a *Sphagnum* cultivation site in northwest Germany. *Biogeosciences*, 12(7), 2101–2117.
- Bishop, K., Hjerdt, N., Huseby-Karlsen, R., Isberg, K., Lindström, G., Nijp, J., ... & Teutschbein, C. 2024. *EviWet: Evidensbaserat beslutsstöd för våtmarkers hydrologiska ekosystemtjänster*. ISBN 978-91-620-7144-8.
- Bishop, K., Shanley, J.B., Riscassi, A., de Wit, H.A., Eklöf, K., Meng, B., ... & Zhu, W. 2020. Recent advances in understanding and measurement of mercury in the environment: Terrestrial Hg cycling. *Science of the Total Environment*, 721, 137647.
- Bregnballe, T., Fox, A.D., Clausen, P. & Holm, T.E. 2014. Skjern River Valley, Northern Europe's most expensive wetland restoration project: Benefits to breeding waterbirds. *Ornis Fennica*, 91(4), 231–243.
- Bring, A., Thorslund, J., Rosén, L., Tonderski, K., Åberg, C., Envall, I. & Laudon, H. 2022. Effects on groundwater storage of restoring, constructing or draining wetlands in temperate and boreal climates: A systematic review. *Environmental Evidence*, 11(1), 38.
- Brodman, R., Parrish, M., Kraus, H. & Cortwright, S. 2006. Amphibian biodiversity recovery in a large-scale ecosystem restoration. *Herpetological Conservation and Biology*, 1(2), 101–108.
- Brown, S.C. & Smith, C.R. 1998. Breeding season bird use of recently restored versus natural wetlands in New York. *Journal of Wildlife Management*, 62(4), 1480–1491.
- Cabezas, A., Gelbrecht, J., Zwirnmann, E., Barth, M. & Zak, D. 2012. Effects of degree of peat decomposition, loading rate and temperature on dissolved nitrogen turnover in rewetted fens. *Soil Biology & Biochemistry*, 48, 182–191.

Calladine, J., Critchley, C.N.R., Baker, D., Towers, J. & Thiel, A. 2014. Conservation management of moorland: a case study of the effectiveness of a combined suite of management prescriptions which aim to enhance breeding bird populations. *Bird Study*, 61(1), 56–72.

Čelik, T. & Vreš, B. 2018. Microtopography determines the habitat quality of a threatened peatland butterfly at its southern range margin. *Journal of Insect Conservation*, 22, 707–720.

Chapin III, F.S., Woodwell, G.M., Randerson, J.T., Rastetter, E.B., Lovett, G.M., Baldocchi, D.D., ... & Schulze, E.D. 2006. Reconciling carbon-cycle concepts, terminology, and methods. *Ecosystems*, 9(7), 1041–1050.

Cheng, F.Y., Van Meter, K.J., Byrnes, D.K. & Basu, N.B. 2020. Maximizing US nitrate removal through wetland protection and restoration. *Nature*, 588, 625–630.

Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bährisch, S., Dubovik, D., ... & Joosten, H. 2011. Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia*, 674(1), 67–89.

Creevy, A.L., Andersen, R., Rowson, J.G. & Payne, R.J. 2018. Testate amoebae as functionally significant bioindicators in forest-to-bog restoration. *Ecological Indicators*, 84, 274–282.

Davidson, N.C. 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65, 934–941.

de Wit, H.A., Mulder, J., Hindar, A. & Hole, L. 2007. Long-term increase in dissolved organic carbon in streamwaters in Norway is response to reduced acid deposition. *Environmental Science & Technology*, 41(22), 7706–7713.

Denton, J.S., Hitchings, S.P., Beebee, T.J. & Gent, A. 1997. A recovery program for the natterjack toad (*Bufo calamita*) in Britain. *Conservation Biology*, 11(6), 1329–1338.

Domènech-Gil, G., Duc, N.T., Wikner, J.J., Eriksson, J., Påledal, S.N., Puglisi, D. & Bastviken, D. 2024. Electronic nose for improved environmental methane monitoring. *Environmental Science & Technology*, 58, 352–361.

Ehnavall, B., Nilsson, M., Smeds, J., Liu, T., Bertilsson, S., Bishop, K., ... & Öquist, M. 2024. *Restaurerade våtmarker – punktkällor för metanavgång och kvicksilver-metylering?* ISBN 978-91-620-7158-5.

Elo, M., Kareksela, S., Ovaskainen, O., Abrego, N., Niku, J., Taskinen, S., ... & Kotiaho, J.S. 2024. Restoration of forestry-drained boreal peatland ecosystems can effectively stop and reverse ecosystem degradation. *Communications Earth & Environment*, 5, 680.

Escobar, D., Belyazid, S. & Manzoni, S. 2022. Back to the future: restoring northern drained forested peatlands for climate change mitigation. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 834371.

Evans, C.D., Monteith, D.T. & Cooper, D.M. 2005. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137(1), 55–71.

- Evans, C.D., Peacock, M., Baird, A.J., Artz, R.R.E., Burden, A., Callaghan, N., ... & Morrison, R. 2021. Overriding water table control on managed peatland greenhouse gas emissions. *Nature*, 593(7860), 548–552.
- Evans, C.D., Peacock, M., Green, S.M., Holden, J., Chapman, P.J., Lebron, I., ... & Baird, A.J. 2018. The impact of ditch blocking on fluvial carbon export from a UK blanket bog. *Hydrological Processes*, 32(13), 2141–2154.
- Fluet-Chouinard, E., Stocker, B.D., Zhang, Z., Malhotra, A., Melton, J.R., Poulter, B., ... & McIntyre, P.B. 2023. Extensive global wetland loss over the past three centuries. *Nature*, 614, 281–286.
- Främbis, H. 1994. The importance of habitat structure and food supply for carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in peat bogs. *Memoirs of the Entomological Society of Canada*, 126(169), 145–159.
- Günther, A., Barthelmes, A., Huth, V., Joosten, H., Jurasinski, G., Koebsch, F. & Couwenberg, J. 2020. Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. *Nature Communications*, 11(1), 1644.
- Gålfalk, M. & Bastviken, D. 2025. *In situ* observations reveal underestimated greenhouse gas emissions from wastewater treatment with anaerobic digestion – sludge was a major source for both CH₄ and N₂O. *Environmental Science & Technology*, 59, 18146–18155.
- Haapalehto, T.O., Vasander, H., Jauhiainen, S., Tahvanainen, T. & Kotiaho, J.S. 2011. The effects of peatland restoration on water- table depth, elemental concentrations, and vegetation: 10 years of changes. *Restoration Ecology*, 19(5), 587–598.
- Hedberg, P., Kotowski, W., Saetre, P., Mälson, K., Rydin, H. & Sundberg, S. 2012. Vegetation recovery after multiple-site experimental fen restorations. *Biological Conservation*, 147(1), 60–67.
- Hedberg, P., Saetre, P., Sundberg, S., Rydin, H. & Kotowski, W. 2013. A functional trait approach to fen restoration analysis. *Applied Vegetation Science*, 16, 658–666.
- Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. & Troxler, T.G. 2014. *2013 supplement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Wetlands*. IPCC, Switzerland.
- Hoffmann, C.C., Kronvang, B. & Audet, J. 2011. Evaluation of nutrient retention in four restored Danish riparian wetlands. *Hydrobiologia*, 674, 5–24.
- Holden, J., Green, S.M., Baird, A.J., Grayson, R.P., Dooling, G.P., Chapman, P.J., ... & Swindles, G.T. 2017. The impact of ditch blocking on the hydrological functioning of blanket peatlands. *Hydrological Processes*, 31(3), 525–539.
- Holden, J., Wallage, Z.E., Lane, S.N. & McDonald, A.T. 2011. Water table dynamics in undisturbed, drained and restored blanket peat. *Journal of Hydrology*, 402(1–2), 103–114.
- Howson, T., Chapman, P.J., Shah, N., Anderson, R. & Holden, J. 2021. The effect of forest- to- bog restoration on the hydrological functioning of raised and blanket bogs. *Ecohydrology*, 14(7), e2334.

- Jarašius, L., Etzold, J., Truus, L., Purre, A.H., Sendžikaite, J., Strazdina, L. & Jurema, L. 2022. *Handbook for assessment of greenhouse gas emissions from peatlands: Applications of direct and indirect methods by LIFE Peat Restore*. Vilnius: Lithuanian Fund for Nature.
- Jauhiainen, J., Heikkinen, J., Clarke, N., He, H., Dalsgaard, L., Minkinen, K., ... & Laiho, R. 2023. Reviews and syntheses: Greenhouse gas emissions from drained organic forest soils – synthesizing data for site-specific emission factors for boreal and cool temperate regions. *Biogeosciences*, 20, 4819–4839.
- Joabsson, A., Christensen, T.R. & Wallén, B. 1999. Vascular plant controls on methane emissions from northern peat-forming wetlands. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(10), 385–388.
- Junttila, S., Kelly, J., Kljun, N., Aurela, M., Klemetsson, L., Lohila, A., ... & Eklundh, L. 2021. Upscaling northern peatland CO₂ fluxes using satellite remote sensing data. *Remote Sensing*, 13(4), 818.
- Järveoja, J., Peichl, M., Maddison, M., Soosaar, K., Vellak, K., Karofeld, E., ... & Mander, Ü. 2016. Impact of water table level on annual carbon and greenhouse gas balances of a restored peat extraction area. *Biogeosciences*, 13(9), 2637–2651.
- Kačergytė, I., Pärt, T., Berg, Å., Arlt, D., Zmihorski, M. & Knape, J. 2022. Quantifying effects of wetland restorations on bird communities in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 273, 109676.
- Kadykalo, A.N. & Findlay, C.S. 2016. The flow regulation services of wetlands. *Ecosystem Services*, 20, 91–103.
- Karimi, S., Hasselquist, E.M., 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.
- Kasimir, Å. & Lindgren, A. 2024. *Torvmarker, klimat och återvätning: Att minska utsläpp och främja koldioxidinlagring*. Vulkan, ISBN 978–91–89823–59–4, p. 153.
- Kieckbusch, J.J. & Schrautzer, J. 2007. Nitrogen and phosphorus dynamics of a re-wetted shallow-flooded peatland. *Science of the Total Environment*, 380, 3–12.
- Kinsman-Costello, L.E., O'Brien, J. & Hamilton, S.K. 2014. Re-flooding a historically drained wetland leads to rapid sediment phosphorus release. *Ecosystems*, 17, 641–656.
- Klemetsson, L., von Arnold, K., Weslien, P. & Gundersen, P. 2005. Soil CN ratio as a scalar parameter to predict nitrous oxide emissions. *Global Change Biology*, 11(7), 1142–1147.
- Klimkowska, A., Goldstein, K., Wyszomirski, T., Kozub, Ł., Wilk, M., Aggenbach, C., ... & Kotowski, W. 2019. Are we restoring functional fens? – The outcomes of restoration projects in fens re-analysed with plant functional traits. *PLoS One*, 14(4), e0215645.
- Knutsen, G.A. & Euliss, N.H. Jr. 2001. *Wetland restoration in the Prairie Pothole Region of North America: A literature review*. Biological Science Report, USGS/BRD/BSR-2001-0006.

- Koskinen, M., Tahvanainen, T., Sarkkola, S., Menberu, M.W., Laurén, A., Sallantausta, T., ... & Tolvanen, A. 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.
- Kozlov, S.A., Lundin, L. & Avetov, N.A. 2016. Revegetation dynamics after 15 years of rewetting in two extracted peatlands in Sweden. *Mires and Peat*, 18, Article 05, 1–17.
- Kreyling, J., Tanneberger, F., Jansen, F., van der Linden, S., Aggenbach, C., Blüml, V., ... & Jurasinski, G. 2021. Rewetting does not return drained fen peatlands to their old selves. *Nature Communications*, 12, 5693.
- Kurz, D.J., McGinty, N.A., Stankavich, S.A., Nowakowski, A.J. & Smith, G.A. 2013. Restored wetlands can support mammalian assemblages comparable to those in nonmitigated reference wetlands. *The American Midland Naturalist*, 170(2), 260–273.
- Laine, A.M., Ojanen, P., Lindroos, T., Koponen, K., Maanavilja, L., Lampela, M., ... & Tolvanen, A. 2024. Climate change mitigation potential of restoration of boreal peatlands drained for forestry can be adjusted by site selection and restoration measures. *Restoration Ecology*, 32(7), e14213.
- Lamers, L.P.M., Vile, M.A., Grootjans, A.P., Acreman, M.C., van Diggelen, R., Evans, M.G., ... & Smolders, A.J.P. 2015. Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews*, 90, 182–203.
- Land, M., Granéli, W., Grimvall, A., Hoffmann, C.C., Mitsch, W.J., Tonderski, K.S. & Verhoeven, J.T.A. 2016. How effective are created or restored freshwater wetlands for nitrogen and phosphorus removal? A systematic review. *Environmental Evidence*, 5, 9.
- Laudon, H., Lidberg, W., Sponseller, R.A., Maher Hasselquist, E., Westphal, F., Östlund, L., ... & Ågren, A.M. 2022. Emerging technology can guide ecosystem restoration for future water security. *Hydrological Processes*, 36(10).
- Laudon, H., Mosquera, V., Eklöf, K., Järveoja, J., Karimi, S., Krasnova, 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.
- Lehtinen, R.M. & Galatowitsch, S.M. 2001. Colonization of restored wetlands by amphibians in Minnesota. *The American Midland Naturalist*, 145(2), 388–396.
- Luedtke, J.A., Chanson, J., Neam, K., Hobin, L., Maciel, A.O., Catenazzi, A., ... & Stuart, S.N. 2023. Ongoing declines for the world's amphibians in the face of emerging threats. *Nature*, 622(7982), 308–314.
- Lundin, L., Nilsson, T., Jordan, S., Lode, E. & Strömberg, M. 2017. Impacts of rewetting on peat, hydrology and water chemical composition over 15 years in two finished peat extraction areas in Sweden. *Wetlands Ecology and Management*, 25(4), 405–419.

Maanavilja, L., Kangas, L., Mehtätalo, L. & Tuittila, E.S. 2015. Rewetting of drained boreal spruce swamp forests results in rapid recovery of *Sphagnum* production. *Journal of Applied Ecology*, 52(5), 1355–1363.

Martikainen, P.J., Nykänen, H., Crill, P. & Silvola, J. 1993. Effect of a lowered water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature*, 366(6450), 51–53.

Mayer, J.J., Nelson, E.A. & Wike, L.D. 2000. Selective depredation of planted hardwood seedlings by wild pigs in a wetland restoration area. *Ecological Engineering*, 15, S79–S85.

MacPartland, M.Y., Falkowski, M.J., Reinhardt, J.R., Kane, E.S., Kolka, R., Turetsky, M.R., ... & Montgomery, R.A. 2019. Characterizing boreal peatland plant composition and species diversity with hyperspectral remote sensing. *Remote Sensing*, 11(14), 1685.

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.

Monello, R.J. & Wright, R.G. 1999. Amphibian habitat preferences among artificial ponds in the Palouse region of northern Idaho. *Journal of Herpetology*, 33(2), 298–303.

Monteith, D.T., Stoddard, J.L., Evans, C.D., de Wit, H.A., Forsius, M., Høgåsen, T., ... & Vesely, J. 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, 450(7169), 537–540.

Nijp, J.J., Metselaar, K., Limpens, J., Teutschbein, C., Peichl, M., Nilsson, M.B., ... & van der Zee, S.E.A.T.M. 2017. Including hydrological self-regulating processes in peatland models: effects on peatmoss drought projections. *Science of the Total Environment*, 580, 1389–1400.

Noe, K.L., Rota, C.T., Frantz, M.W. & Anderson, J.T. 2022. Restored and natural wetland small mammal communities in West Virginia, USA. *Land*, 11, 1482.

Norbury, M., Phillips, H., Macdonald, N., Brown, D., Boothroyd, R., Wilson, C., ... & Shaw, D. 2021. Quantifying the hydrological implications of pre- and post-installation willowed engineered log jams in the Pennine Uplands, NW England. *Journal of Hydrology*, 603, 126855.

Nugent, K.A., Strachan, I.B., Strack, M., Roulet, N.T. & Rochefort, L. 2018. Multi-year net ecosystem carbon balance of a restored peatland reveals a return to carbon sink. *Global Change Biology*, 24(12), 5751–5768.

Ojanen, P. & Minkkinen, K. 2020. Rewetting offers rapid climate benefits for tropical and agricultural peatlands but not for forestry-drained peatlands. *Global Biogeochemical Cycles*, 34(7), e2019GB006503.

Page, B., Badiou, P. & Steele, O. 2023. Nutrient retention of newly restored wetlands receiving agricultural runoff in a temperate region of North America. *Ecological Engineering*, 195, 107060.

Peacock, M., Gauci, V., Baird, A.J., Burden, A., Chapman, P.J., Cumming, A., ... & Evans, C.D. 2019. The full carbon balance of a rewetted cropland fen and a conservation-managed fen. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 269, 1–12.

- Peacock, M., Jones, T.G., Futter, M.N., Freeman, C., Gough, R., Baird, A.J., ... & Evans, C.D. 2018. Peatland ditch blocking has no effect on dissolved organic matter (DOM) quality. *Hydrological Processes*, 32(26), 3891–3906.
- Petranka, J.W., Kennedy, C.A. & Murray, S.S. 2003. Response of amphibians to restoration of a southern Appalachian wetland: a long-term analysis of community dynamics. *Wetlands*, 23(4), 1030–1042.
- Pickard, A.E., Branagan, M., Billett, M.F., Andersen, R. & Dinsmore, K.J. 2022. Effects of peatland management on aquatic carbon concentrations and fluxes. *Biogeosciences*, 19(5), 1321–1334.
- Pravia, A., Andersen, R., Artz, R.R.E., Boyd, K., Cowie, N.R. & Littlewood, N.A. 2020. Moth responses to forest-to-bog restoration. *Mires and Peat*, 26, Article 27, 1–19.
- Pönisch, D.L., Breznikar, A., Gutekunst, C.N., Jurasinski, G., Voss, M. & Rehder, G. 2023. Nutrient release and flux dynamics of CO₂, CH₄, and N₂O in a coastal peatland driven by actively induced rewetting with brackish water from the Baltic Sea. *Biogeosciences*, 20, 295–323.
- Rannap, R., Lõhmus, A. & Briggs, L. 2010. Restoring ponds for amphibians: a success story. In: *Pond Conservation in Europe*, pp. 243–251.
- Renou-Wilson, F., Müller, C., Moser, G. & Wilson, D. 2016. To graze or not to graze? Four years greenhouse gas balances and vegetation composition from a drained and a rewetted organic soil under grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 222, 156–170.
- Roulet, N. & Moore, T.R. 2006. Browning the waters. *Nature*, 444, 283–284.
- Räsänen, A., Aurela, M., Juutinen, S., Kumpula, T., Lohila, A., Penttilä, T., & Virtanen, T. 2020. Detecting northern peatland vegetation patterns at ultra high spatial resolution. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 6(4), 457–471.
- Räsänen, N., Kankaala, P., Tahvanainen, T., Akkanen, J. & Saarnio, S. 2018. Changes in dissolved organic matter and microbial activity in runoff waters of boreal mires after restoration. *Aquatic Sciences*, 80, 20.
- Skinner, M. 2022. Wetland phosphorus dynamics and phosphorus removal potential. *Water Environment Research*, 94, e10799.
- Smeds, J., Ehnvall, B., Liu, T., Bertilsson, S., Björn, E., Nilsson, M.B., ... & Öquist, M. 2025. Effect of restoration on physical and chemical peat properties in previously drained boreal peatlands. *Ecosystems*, 28, 45.
- St. Louis, V.L., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Bodaly, R.A., Paterson, M.J., Beaty, K.G., ... & Majewski, A.R. 2004. The rise and fall of mercury methylation in an experimental reservoir. *Environmental Science & Technology*, 38(5), 1348–1358.
- Strack, M. & Zuback, Y. 2013. Annual carbon balance of a peatland 10 years following restoration. *Biogeosciences*, 10(5), 2885–2896.
- Strobl, K., Moning, C. & Kollmann, J. 2020. Positive trends in plant, dragonfly, and butterfly diversity of rewetted montane peatlands. *Restoration Ecology*, 28(4), 796–806.

- Swails, E.E., Ardón, M., Krauss, K.W., Peralta, A.L., Emanuel, R.E., Helton, A.M., ... & Ward, S. 2022. Response of soil respiration to changes in soil temperature and water table level in drained and restored peatlands of the southeastern United States. *Carbon Balance and Management*, 17, 18.
- Taylor, N.G., Grillas, P. & Sutherland, W.J. 2018. *Peatland conservation: Global evidence for the effects of interventions to conserve peatland vegetation*. University of Cambridge, Cambridge, UK. p. 236.
- Tjerngren, I., Meili, M., Björn, E. & Skjellberg, U. 2012. Eight boreal wetlands as sources and sinks for methyl mercury in relation to soil acidity, C/N ratio, and small-scale flooding. *Environmental Science & Technology*, 46(15), 8052–8060.
- Tong, C.H.M., Peichl, M., Noumonvi, K.D., Nilsson, M.B., Laudon, H. & Järveoja, J. 2025. The carbon balance of a rewetted minerogenic peatland does not immediately resemble that of natural mires in boreal Sweden. *Global Change Biology*, 31(4), e70169.
- Urbanová, Z. & Bárta, J. 2020. Recovery of methanogenic community and its activity in long-term drained peatlands after rewetting. *Ecological Engineering*, 150, 105852.
- Wallin, M.B., Zannella, A. & Eklöf, K. Enhanced total carbon in runoff following rewetting of drained boreal and hemi-boreal wetlands. *Limnology and Oceanography Letters*. <https://doi.org/10.1002/lol2.70070>
- Wang, T., Driscoll, C.T., Hwang, K., Chandler, D. & Montesdeoca, M. 2020. Total and methylmercury concentrations in ground and surface waters in natural and restored freshwater wetlands in northern New York. *Ecotoxicology*, 29(10), 1602–1613.
- Watts, C.H. & Mason, N.W.H. 2015. If we build – they mostly come: partial functional recovery but persistent compositional differences in wetland beetle community restoration. *Restoration Ecology*, 23, 555–565.
- Watts, C.H., Clarkson, B.R. & Didham, R.K. 2008. Rapid beetle community convergence following experimental habitat restoration in a mined peat bog. *Biological Conservation*, 141, 568–579.
- Wilson, D., Mackin, F., Tuovinen, J.-P., Moser, G., Farrell, C. & Renou-Wilson, F. 2022. Carbon and climate implications of rewetting a raised bog in Ireland. *Global Change Biology*, 28(21), 6349–6365.
- Wilson, L., Wilson, J., Holden, J., Johnstone, I., Armstrong, A. & Morris, M. 2011. Ditch blocking, water chemistry and organic carbon flux: Evidence that blanket bog restoration reduces erosion and fluvial carbon loss. *Science of the Total Environment*, 409(11), 2010–2018.
- Zak, D. & Gelbrecht, J. 2007. The mobilisation of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial stage of fen rewetting (a case study from NE Germany). *Biogeochemistry*, 85, 141–151.
- 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.

Zmihorski, M., Pärt, T., Gustafson, T. & Berg, Å. 2016. Effects of water level and grassland management on alpha and beta diversity of birds in restored wetlands. *Journal of Applied Ecology*, 53, 587–595.

Zou, J., Ziegler, A.D., Chen, D., McNicol, G., Ciais, P., Jiang, X., ... & Zeng, Z. 2022. Rewetting global wetlands effectively reduces major greenhouse gas emissions. *Nature Geoscience*, 15, 627–632.

Åhlén, I., Hambäck, P., Thorslund, J., Frampton, A., Destouni, G. & Jarsjö, J. 2020. Wetlandscape size thresholds for ecosystem service delivery: Evidence from the Norrström drainage basin, Sweden. *Science of the Total Environment*, 704, 135452.

Åhlén, I., Thorslund, J., Hambäck, P., Destouni, G. & Jarsjö, J. 2022. Wetland position in the landscape: Impact on water storage and flood buffering. *Ecohydrology*, 15(7), e2458.

Öquist, M.G. & Svensson, B.H. 2002. Vascular plants as regulators of methane emissions from a subarctic mire ecosystem. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 107(D21), 4580.

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Långsiktig uppföljning av återvätning av dränerade våtmarker

– effekter på hydrologi, vattenkvalitet, biodiversitet och växthusgasbalans

Återvätning av dränerade våtmarker kan öka deras vattenhållande förmåga och minska risken för torka, bränder och översvämningar. Mer vatten i landskapet gynnar också den biologiska mångfalden genom en större variation av habitat. Därtill gör högre grundvattennivåer att nedbrytningen av torv och därmed avgången av koldioxid minskar, och om torvbildande arter återetableras kan kolinlagringen öka ytterligare.

Detta projekt har genom en litteraturstudie undersökt hur lång tid det tar innan viktiga ekosystemtjänster återskapas efter återvätning, samt hur länge eventuella negativa effekter kan dröja sig kvar. Litteratursammanställningen visar att vissa effekter, såsom höjd grundvattennivå, sker direkt, medan återetablering av torvbildande vegetation och artsamhällen kan ta decennier eller till och med sekler. Vissa oönskade effekter på vattenkvalitet och metanbildning kan uppstå, särskilt under första decenniet efter återvätning.

Litteraturstudien visar att det finns stora kunskapsluckor avseende långsiktiga effekter av återvätning. Projektet ger även förslag på hur effektuppföljning kan ske för att förbättra kunskapsläget. Fler avancerade mätstationer med långsiktiga mätningar krävs, men även mobila infrastrukturer för att följa upp effekterna på landskapsnivå. Vi föreslår även ökad användning av enklare metoder som naturvärdesinventeringar, fjärranalys och proxyvariabler för att möjliggöra nationell uppskalning av resultaten.