

Självständigt arbete i miljö- och vattenteknik 15 hp	Dokumenttyp	Dokumentkod
	Slutrapport	W-23-100/S-4
	Datum	Ersätter
	2023-06-01	W-23-100/S-3
	Författare Diana Bashiry, Sigrid Brunér, Kaleb Engvall, Klara Hansson, Ebba Olsson och Jenny Schmidt	
Handledare Antonio Segalini	Rapportnamn Klimatpåverkan av att återställa skogstorvmarker	

Sammanfattning

En orörd torvmark lagrar en stor mängd kol. Vid dränering bryts det organiska materialet ned och stora mängder CO₂ frigörs. Torvmarker i Sverige har med åren minskat i antal då områden har dikats ut till förmån för jord- och skogsbruk. På senare år har torvmarker restaurerats genom återvätning där grundvattenytan höjs. I denna rapport har klimatpåverkan från dikade och restaurerade torvmarker i skogsmark undersökts.

Genom en litteraturstudie undersöktes parametrar som påverkar kolinlagring, CO₂-, CH₄- och N₂O-emissioner. Utifrån parametrarna togs en metodik fram för att kvantifiera en skogstorvmarks klimatpåverkan som har testats i en fältstudie. Kolförrådet och N₂O-utsläpp från dikade torvmarker kan kvantifieras. Utsläpp av CO₂ samt CH₄ är dock komplicerade att kvantifiera och i stället togs förslag fram på hur dessa kvalitativt kan förutspås utifrån dess parametrar.

Dessutom har lärdomar från tidigare restaureringar beaktats genom en litteraturstudie och intervjuer med erfarna personer inom området. De lärdomar som kan dras från tidigare genomförda restaureringar av skogstorvmarker är främst att det är för tidigt att dra slutsatser gällande effekter på inlagringen av kol.



UPPSALA
UNIVERSITET

Klimatpåverkan av att återställa skogstorvmarker



Diana Bashiry, Sigrid Brunér, Kaleb Engvall, Klara Hansson,
Ebba Olsson & Jenny Schmidt

Nyckelord: Torvmark, våtmark, återvätning, restaurering, koldioxid, metangas, lustgas,
kolinlagring, biologisk mångfald, kvantifiera, parametrar, lärdomar

Nr. 100

Självständigt arbete i miljö- och
vattenteknik 15 hp, 1TV017

Maj 2023

Behovsägare: WRS AB

Handledare: Antonio Segalini

Institutionen för geovetenskaper, UU

Innehållsförteckning

1	Inledning.....	2
1.1	<i>Syfte</i>	2
1.2	<i>Frågeställningar</i>	2
1.3	<i>Bakgrund</i>	2
1.3.1	Våtmarker.....	2
1.3.2	Metoder för återvätning.....	3
1.3.3	Kolinlagring.....	4
1.3.4	CO ₂ -emissioner.....	4
1.3.5	N ₂ O-emissioner.....	5
1.3.6	CH ₄ -emissioner.....	7
1.3.7	Myrmark.....	7
1.3.8	Biologisk mångfald.....	9
2	Styrande parametrar för en våtmarks klimatpåverkan	11
2.1	<i>Metod</i>	11
2.1.1	Kolinlagring.....	11
2.1.2	CO ₂ -emissioner.....	11
2.1.3	CH ₄ -emissioner.....	11
2.1.4	N ₂ O-emissioner.....	12
2.2	<i>Resultat och diskussion</i>	13
2.2.1	Kolinlagring.....	13
2.2.2	CO ₂ -emissioner.....	14
2.2.3	CH ₄ -emissioner.....	15
2.2.4	N ₂ O-emissioner.....	17
3	Metodik för kvantifiering av klimatpåverkan av en torvmark i skogsmiljö.....	19
3.1	<i>Metod</i>	19
3.1.1	Emissioner av CO ₂ och CH ₄	19
3.1.2	Kolinlagring.....	19
3.1.3	N ₂ O-emissioner.....	19
3.1.4	Fältstudie.....	20
3.2	<i>Resultat och diskussion</i>	22
3.2.1	Litteraturstudie.....	22
3.2.2	Fältstudie.....	30
4	Lärdomar av genomförda restaureringar av skogstorvmarker.....	35
4.1	<i>Metod</i>	35
4.2	<i>Resultat och diskussion</i>	35
4.2.1	Litteraturstudie.....	35
4.2.2	Intervjuer.....	36
4.2.1	Sammanfattning av lärdomar från genomförda restaureringar.....	38
5	Allmän diskussion.....	39
5.1	<i>Osäkerhetsanalys och utvecklingsområden</i>	39
5.2	<i>Slutsatser</i>	39
6	Referenser.....	41
7	Bilagor.....	46

Ordlista

Aerob	Mikroorganism eller process som använder syre.
Anaerob	Mikroorganism eller process som inte använder syre.
Arkéer	Bakterieliknande organismer som saknar cellkärna och ofta lever i extrema miljöer, till exempel på ställen där syrgas inte finns.
CH₄	Metangas, mycket stark men kortlivad växthusgas.
CO₂	Koldioxid, den växthusgasen med det största bidraget till global uppvärmning.
DOC	Den andel upplöst kol som kan passera genom ett filter med liten porstorlek.
Markrespiration	Process där koldioxid emitteras från marken, här ingår både autotrof- och heterotrof respiration.
Mesokosmos	Ett stängt ekosystem i miniformat där det kan observeras.
Mikrober	Mikroorganismer, de är ofta för små för att kunna ses med ögat.
Monomer	Mindre molekyler vilka är byggstenar till polymerer.
N₂O	Lustgas, kraftig växthusgas som kan avgå från mark.
Okulär	Utförs med blotta ögat.
Polymer	Kedjeformade molekyler bestående av monomerer, kan vara organiska.

1 Inledning

Dikad torvmark släpper i Sverige ut cirka 11 miljoner ton koldioxid per år (Naturvårdsverket 2023). Detta är mer än den årliga personbilstrafiken. En torvmark är en typ av våtmark, vilket innebär att grundvattenytan ligger nära markytan under en stor del av året. Detta leder till syrebrist vilket gör att nedbrytningen av organiskt material går mycket långsamt, och kolet lagras i form av torv (Naturvårdsverket 2023). Sedan 1800-talet dräneras torvmarker till förmån för skogs- och jordbruk (Skogsstyrelsen 2021). Detta görs genom att gräva diken för att leda bort vatten från markerna. Med en lägre grundvattennivå ökar syretillgången i marken och därmed också nedbrytningen av organiskt material. Detta har lett till stora växthusgasutsläpp och minskad biologisk mångfald. På senare tid har torvmarker börjat återställas genom att täppa igen de befintliga diken (Skogsstyrelsen 2021).

Miljökonsultföretaget WRS AB utarbetade kandidatarbetets hållbarhetsutmaning via STUNS Stories våren 2023. Utifrån WRS långa erfarenhet kring restaurering av våtmarker formulerades de frågeställningar som presenteras nedan. WRS möjliggjorde fältstudie och föreslog litteratur och kontaktpersoner. Från WRS representerades hållbarhetsutmaningen av Malin Smith, Barbro Beck-Friis och Daniel Stråe.

1.1 Syfte

Syftet med detta arbete är att utifrån dagens kunskapsläge ta fram ett tillvägagångssätt för att analysera och kvantifiera klimatpåverkan från torvmarker i skogsmiljöer samt dra lärdomar från genomförda restaureringar.

1.2 Frågeställningar

De frågeställningar som avses besvaras i denna studie är:

1. Vilka parametrar är viktiga för en skogstorvmarks klimatpåverkan med avseende på utsläpp av växthusgaser och inlagring av kol?
2. Hur kan en metodik för att kvantifiera en skogstorvmarks klimatpåverkan utifrån dessa parametrar se ut?
3. Vilka lärdomar kan dras av genomförda restaureringar av skogstorvmarker?

1.3 Bakgrund

1.3.1 Våtmarker

I våtmarker ligger grundvattenytan generellt nära markytan vilket gör att marken är blöt till största delen av året (Naturvårdsverket 2023). Den höga grundvattennivån leder till syrebrist vilket i sin tur orsakar både en långsammare nedbrytning av förna samt långsammare rotutveckling (Naturvårdsverket 2023). Vid syrefattiga förhållanden bryts organiskt material från döda växter och dylikt inte fullständigt ner och efter en lång period bildas torv, det vill säga organiskt material i marken (Skogsstyrelsen 2021). Detta bidrar till att i en orörd våtmark

binds stora mängder kol in och det binds in stora mängder kol så länge marken förblir blöt. Till följd av syrebristen sker dock utsläpp av metan på grund av metangenererade mikroorganismer som frodas i syrefattiga förhållanden (Skogsstyrelsen 2021).

Under början av 1800-talet till mitten av 1900-talet började våtmarker att dräneras med syfte att öka skogsproduktionen och utvinning av nya markområden (Naturvårdsverket 2023). Ytterligare en anledning var att skydda marken mot en sannolikt pågående försumpning (Skogsstyrelsen 2021). Vid dränering leds vatten från området bort och bidrar till att grundvattennivån sjunker. Med en lägre grundvattennivå ökar syretillgången i marken och därmed också nedbrytningen av organiskt material. Vid nedbrytning övergår torvmarker från att binda in kol till att i stället släppa ut koldioxid. Beroende på hur näringsrik den dränerande marken är kan kvävet i marken bli tillgängligt för lustgas genererande mikroorganismer vilket innebär att även lustgas släpps ut (Jordbruksverket 2014). En betydande faktor till hur mycket koldioxid som släpps ut beror bland annat på mängden torv som kan brytas ned och dess nedbrytningshastighet. År 2021 rapporterades det ett årligt utsläpp på 6,5 miljoner ton koldioxidekvivalenter från dikad skogsmark under året 2019 i Sverige (Skogsstyrelsen 2021). En metod som idag används för att minska utsläppen från dränerade torvmarker är att återvåta marken (Jordbruksverket 2014). Återvåtning utförs med olika metoder där resultatet blir att grundvattennivån stiger och nedbrytningen hämmas. Utsläppen av koldioxid och lustgas minskar medan en ökning av metanutsläppen har observerats (Skogsstyrelsen 2021).

Sedan år 1986 krävs tillstånd från länsstyrelsen för att få utföra skogsdikning och numera finns det statligt stöd för återvåtning av mark (Skogsstyrelsen 2021). I Sverige finns det cirka 0,8 miljoner hektar dikad produktiv skogsmark med ett torvtäcke på minst 30 cm, vilket klassas som torvmark (Skogsstyrelsen 2021). Idag prioriteras i första hand att återvåta dikade marker som släpper ut stora mängder växthusgaser. Enligt studier visar det att växthusutsläpp från dikad skogsmark i Sverige som är näringsrika och väl-dränerade släpper ut mer än näringsfattigare, fuktigare marker (Jordbruksverket 2014).

1.3.2 Metoder för återvåtning

För att återvåta våtmarker i skogsmark finns det olika tillvägagångssätt. Vald metod för att dämna igen diken beror bland annat på förutsättningarna i det önskade området och markägarnas intention (Lindh 2021). Ett exempel på en metod som används är torvplugg med spont som förstärkning. Detta innebär att två väggar byggda av spontade plankor, det vill säga palissader, slås ned i marken och mellanrummet fylls med torv och/ eller jord. Plankorna hjälper till att täta och stabilisera pluggen tills torven sätter sig efter några år. En annan metod för att restaurera myrar är igenfyllning av diken med torv och material från platsen samt sätta ut pluggar med trästockar, vilket är en väl beprövad metod, se ett exempel på dikesplugg i Figur 1. Pluggen byggs med 20–50 cm höjdskillnad mellan markytan samt 1–10 m bredare än diket. Ytterligare en beprövad metod är att använda sig av rundvirke samt geotextil för att dämna igen diket. Från området intill diket används virke. Geotextilen som används i detta tillvägagångssätt är gjord av nålfiltad polypropen som bör täckas då den har längre livslängd om den inte utsätts för UV-ljus (Lindh 2021).



Figur 1. Dikesplugg i Nyckelmossen, Stora Fjällsjöns naturreservat i Södermanlands län.

1.3.3 Kolinlagring

Våtmarker spelar en betydande roll för den globala kolbalansen på grund av dess förmåga att agera som kolsänkor eftersom de kan lagra kol i form av organiskt material genom torvbildning. Torvbildning pågår inte i alla typer av våtmarker utan sker endast i så kallade myrar. Dessa torvbildande myrar utgör endast omkring 3% av jordens yta men står ändå för cirka 30% av planetens markbundna kol (Schoning 2014). De optimala klimatförhållandena som råder i norra halvklottets boreala och subarktiska områden främjar torvens tillväxt och gör att merparten av jordens torvmarker finns där (Schoning 2014).

Kolförrådet i en torvmark beror av inkommande samt utgående komponenter av kol vilket belyses av Pitkänen et al. (2013) samt Charman et al. (2013) i deras studier om torvmarker. Dessa komponenter kan vara förna, ackumulation, nedbrytning, biomassa och/eller markrespiration (Pitkänen et al. 2013). Expansion av torvmarker och därmed en utökning av kolförrådet sker endast om inflödet av organiskt kol är större än utflödet över tid (Qiu et al. 2019). Storleken på torven i vertikalt led varierar mycket kraftigt mellan olika myrar och tillväxten beror av flera olika parametrar. Nedbrytningen och därmed tillväxten av torv kommer från förna och beror av hur mycket av det organiska materialet som bryts ner fullständigt i torvmarkens akrotelm, det vill säga den aeroba miljön, och hur mycket som transporteras ner till torvens katotelm som är den anaeroba miljön där torvproduktionen sker (Schoning 2014).

För att bestämma ålder på en torv kan ^{14}C -datering användas. Detta innebär att genom att undersöka kvoten mellan $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ från ett prov går det att avgöra hur gammal torven är (Nationalencyklopedin u.å.d)

1.3.4 CO₂-emissioner

Storleken på koldioxidutsläpp från torvmarker i skogsmiljö beror till stor del av syretillgång och kan därför ändras drastiskt vid förändrade grundvattennivåer (Skogsstyrelsen 2021). Koldioxid emitteras från marken genom heterotrof respiration, autotrof respiration samt genom transport av DOC, som sedan omvandlas till koldioxid. Kolförrådet i växter och trädets biomassa beror av skillnaden mellan fotosyntes och celledning (Skogsstyrelsen 2021).

Heterotrof respiration är den process som sker när destruerare, även kallade nedbrytare, bryter ned dött organiskt material som exempelvis döda växtdelar (Nationalencyklopedin u.å.b). Under processen oxideras det organiska materialet i de döda växtdelarna och koldioxid bildas (Nationalencyklopedin u.å.d). Under denna process emitteras alltså koldioxid till atmosfären och kolförrådet i marken förändras (Skogsstyrelsen 2021). Autotrof respiration, växters cellandning, påverkar också markens kolförråd (Skogsstyrelsen 2021). Växten använder cellandning för att generera energi, och i processen förbrukas syre och koldioxid bildas och släpps ut i atmosfären (Nationalencyklopedin u.å.a).

DOC är den kol som är löst i grundvattnet (Skogsstyrelsen 2021). Kolet kommer från nedbrytning från döda växtdelar som sedan lakats ut till grundvattnet. Det lösta kolet kommer sedan att föras bort med grundvattnet och därmed även påverka kolförrådet. Enligt IPCC (2014) oxideras cirka 90% av det kol som förts bort med grundvattnet och bildar koldioxid som släpps ut i atmosfären.

När en skogsmark dikas ut och dräneras ändras förhållandena och marken syresätts vilket leder till en ökad nedbrytning. Hur stora utsläppen av koldioxid blir efter dikning beror på nedbrytningshastigheten och hur mycket organiskt material som finns tillgängligt att brytas ned (Skogsstyrelsen 2021). Torvdjupet och storleken på torvmarken blir därför av stort intresse, då detta är direkt kopplat till hur mycket koldioxid som kommer att kunna brytas ned och omvandlas till koldioxid som avgår till atmosfären (Jordbruksverket 2014). Nedbrytning av organiskt material är en komplex process och nedbrytningshastigheten beror av fler olika faktorer (Berg & McLaugherty 2014). Några av dessa faktorer är temperatur, markfuktighet, pH, syretillgång, nedbrytarnas aktivitet och vilket ämne som bryts ned. Vissa ämnen bryts ned enklare än andra och det beror bland annat av näringsinnehållet i det som bryts ned. Mikrobers aktivitet är högre vid en viss temperatur och fuktighet, och dess aktivitet kan minska vid andra förhållanden. Det finns olika arter mikrober i marken, vilket gör att olika förhållanden kan vara optimala (Berg & McLaugherty 2014).

1.3.5 N₂O-emissioner

Kväve (N), som en central beståndsdel i organisk vävnad, förekommer i jordar över hela världen. Kvävets kretslopp illustreras i Figur 2 och består av en rad processer, av vilka många sker i marken. Oorganiskt kväve hamnar ursprungligen i marken till följd av bland annat kvävefixering, där kvävgas (N₂) omvandlas till ammoniak (NH₃) (Groffman et al. 2021).

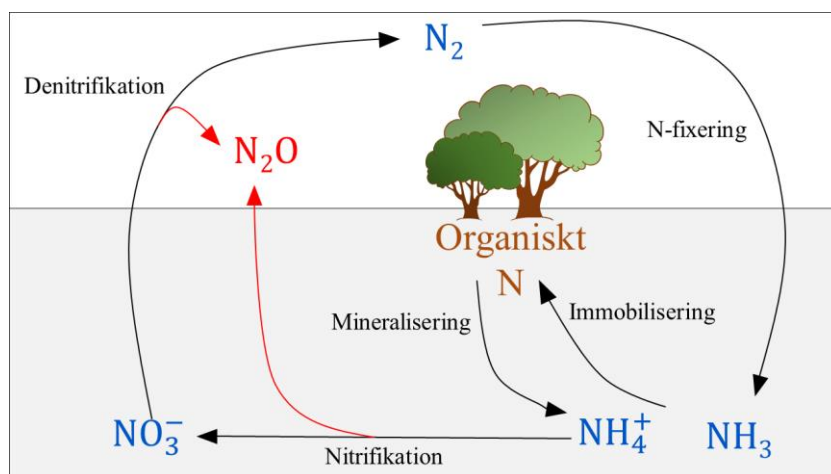
Utöver kvävefixering kan även organiskt kväve omvandlas till oorganiskt kväve genom mineralisering (Eriksson et al. 2011; Groffman et al. 2021). I mineraliseringsprocessen omvandlas organiskt kväve till ammoniumjoner (NH₄⁺). Detta sker genom mikroorganismer som bryter ner organiskt material innehållande kväve, exempelvis proteiner. Mikrober kan dessutom, då det finns ett underskott på organiskt kväve i förnan, ta upp oorganiskt kväve och därigenom omvandla det till organiskt kväve. Denna process kallas för immobilisering (Eriksson et al. 2011; Groffman et al. 2021). I jordar sker båda dessa processer samtidigt, och

vilken process som dominerar kan uppskattas genom att studera kvävehalten i det organiska materialet. Ett vanligt mått på detta är förhållandet mellan kol och kväve i marken, den så kallade C/N-kvoten. En lägre C/N-kvot innebär större sannolikhet för nettomineralisering (Eriksson et al. 2011; Groffman et al. 2021).

Mineraliserat kväve i form av NH_4 kan sedan oxideras till nitrat (NO_3) av kemoautotrofa bakterier i en process som kallas för nitrifikation (Eriksson et al. 2011; Groffman et al. 2021). Vidare kan nitraten reduceras till N_2 och återgå till atmosfären i den anaeroba denitrifikationsprocessen, vilken illustreras nedan (Eriksson et al. 2011; Groffman et al. 2021).



I denitrifikationsprocessen reduceras inte allt NO_3^- fullständigt, utan en del NO_3^- kommer i stället att avgå till atmosfären som antingen kväveoxid (NO), eller N_2O . Framför allt sker detta då det finns en viss syretillgång (Eriksson et al. 2011; IPCC 2014). N_2O är en potent växthusgas (Eriksson et al. 2011; Groffman et al. 2021), och pekas av IPCC (2022) ut som det näst viktigaste långlivade bidraget till global uppvärmning efter CO_2 . Hög tillgång på organiskt material gynnar denitrifikationen (Eriksson et al. 2011), varpå torvmarker kan ha höga N_2O -utsläpp. Annan forskning har visat att N_2O kan avgå från mark även vid nitrifikation, alltså oxidering av NH_4 (Bremner 1997).



Figur 2. Illustrerar kvävetts kretslopp och N_2O -utsläpp från mark.

Nitrifikationsgraden kan också direkt korreleras till nitratillgången (Eriksson et al. 2011; Groffman et al. 2021), vilken som tidigare nämnt beror på nitrifikationen, som i sin tur gynnas i jordar med nettomineralisering. Alltså finns i torrlagda torvmarker ett samband mellan markens N_2O -emissioner och dess C/N-kvot, vilket pekas ut av IPCC (2014) och i Skogsstyrelsens rapport om klimatpåverkan från dikade torvtäckta skogsmarker (Länsstyrelsen i Södermanlands län 2021).

I återställda våtmarker kommer dock emissionerna av N_2O främst bero av grundvattennivån och vara mycket låga, beroende på de låga syrehalterna (IPCC 2014; Länsstyrelsen i Södermanlands län 2021). I rapporten från IPCC (2014) försummas N_2O -utsläppen helt då grundvattennivån är högre än 20 cm under markytan.

1.3.6 CH₄-emissioner

Den anaerobiska nedbrytningen i torv sker i flera steg av olika mikroorganismer (Lai 2009). Organiska polymerer hydralyseras först till monomerer. Då cellulosa är särskilt svårnedbrytbart under syrefria förhållanden, är det främst stärkelse som ingår som polymer i den här processen. Monomererna omvandlas sedan till fettsyror, organiska syror, alkoholer samt vätgas och koldioxid. Från slutprodukterna kan sedan acetat bildas. Sista steget i nedbrytningsprocessen bildar metan och kallas för metanogenes (Lai 2009). Processen utförs av metanogener, vilka är en typ av arkéer (Skogsstyrelsen 2021). Azetotrofiska metanogener delar acetat till metan och koldioxid och hydrogenotrofa metanogener reducerar koldioxid till vätgas och bildar på så sätt metan (Lai 2009).

Om markens syrehalt ökar sker oxidation av metangas till koldioxid av metanotrofer. Dessa mer syrerika förhållanden missgynnar metanogenerna som bildar metangas, vilket gör att dess aktivitet minskar och då också metangasutsläppen (Skogsstyrelsen 2021). Om marken består av dels ett övre syrerikt skikt, dels ett syrefattigt undre skikt, kommer metanotrofer i den syrerika delen kunna oxidera upp till 50 % av metangasen som metanogener bildade i den undre syrefattiga delen till koldioxid (Generó Martí 2017).

Den metangas som bildats i marken kan nå atmosfären på tre olika sätt (Lai 2009). Dessa är diffusion, ebullition och transport genom växter. Diffusion sker på grund av att det skapas en gradient av metankoncentration längs djupet i marken. Detta då de djupare syrefattiga skikten producerar en större mängd metan jämfört med övre skikt. Diffusionsflödet sker långsammare i de vattenmättade delarna av marken än i de omättade områdena (Lai 2009).

Ebullition innebär att metangas lämnar marken från gasbubblor som bildats under syrefattiga förhållanden (Lai 2009). Gasbubblorna skapas då marken är övermättad av metangas och då partialtrycket av samtliga gaser i marken är större än det hydrostatiska trycket. Gasbubblorna lämnar inte marken direkt utan fastnar i porväggar genom attraktionskrafter i takt med att de växer. Genom att det atmosfäriska- eller hydrostatiska trycket minskar eller om temperaturen ökar kan gasbubblorna frigöras till atmosfären. Även om bubblorna transporteras genom en syrerik zon i marken oxideras endast en liten del av metangasen på grund av den låga lösligheten i vatten och den snabba hastigheten på bubblorna. Ebullition står ensam för 50-64% av det totala metangasutsläppen från nordiska våtmarker (Lai 2009).

Metangas kan bli direkt transporterad från katotelmen till atmosfären genom vissa kärlväxter. Dessa kärlväxter har ett ventilationssystem för att lufta växtdelar som lever i de syrefattiga rotdelarna av marken. Ventilationssystemet kan då transportera metangas förbi akrotelmen som annars kan oxidera metan (Lai 2009).

1.3.7 Myrmark

Torv har en hög katjonbyteskapacitet, CEC, och absorberar katjoner i utbyte mot H⁺ vilket sänker pH-värdet i marken (Rydin & Jeglum 2013). På grund av att syrefria förhållanden ofta råder i våtmarker är det endast organismer som har en förmåga att överleva i sådana

förhållanden som kan etablera sig. Detta gör att vaskulära växter har svårt att växa. Det finns tre olika klasser av myrar. Dessa är mossar, kärr och blandmyrar vilka i sin tur också delas in i olika undergrupper av våtmarkstyper (Gunnarsson & Löfroth 2009).

Mossar, även kallad ombotrofiska myrar (Löfroth 1991; Paulsson 2015) karaktäriseras av att de är väldigt näringsfattiga och sura (Löfroth 1991; Gunnarsson & Löfroth 2009). Ett pH-värde under 4 är inte ovanligt. Näringsbristen i marken kan kopplas till att mossar ofta ligger på en högre höjd än sin omgivning (Gunnarsson & Löfroth 2009). Vattenförsörjningen kommer då endast från nederbörd (Löfroth 1991; Paulsson 2015) vilket resulterar i näringsfattiga förhållanden som i sin tur leder till att färre arter trivs i områden med mossar (Löfroth 1991; Gunnarsson & Löfroth 2009). I mossar växer ofta vitmossa (*Sphagnum*), se Figur 3, och starr (*Carex*) och torven som bildas karaktäriseras av den humifierade vegetationen som ofta är dåligt nedbruten (SGU 2020). Vitmossan är den viktigaste organismen för bildande av torv och i Sverige finns det 45 olika arter (Paulsson 2015). Vitmossan utsöndrar syror vilket frigör mineralämnen som den sedan tar upp via katjonbyte vilket sänker pH-värdet i marken. Denna livsmiljö gör att många andra arter inte trivs vilket gynnar vitmossans överlevnad. Vitmossan är dock känslig för stora variationer i grundvattennivån som bör vara stabil för att vitmossan inte ska drunkna och risken att andra arter tar över. En mosse har en böljande utformning med upphöjda tuvor och blötare höljor och den kan även vara trädbevuxen (Paulsson 2015).



Figur 3. Vitmossa (*Sphagnum*).

Kärr, även kallad minerogena myrar, får sitt vatten från omgivande mineraljord samt från grundvattnet och blir därför mer berikad med näringsämnen som kalcium, järn och magnesium (Paulsson 2015). Kärr kan också utvecklas till en mosse om tillväxten av torv är så pass god att ytan höjs och blir oåtkomlig för grundvatten och därmed näringstransport (Nykänen et al. 2020). Den högre halten näringsämnen som råder i kärr ger ett högre pH och därmed en större artrikedom än på mossen (Paulsson 2015). Där den omgivande marken är lågt berikad med kalcium och andra näringsämnen bildas fattigkärr vilket är fallet för de flesta av Sveriges kärr. Fattigkärr har ett pH runt 4–5,5 och den huvudsakliga vegetationen är vitmossa och olika typer av halvgräs. Andra växter som är vanligt förekommande är vattenklöver (*Menyanthes*

trifoliata), kärrviol (*Viola palustris*), vattenmåra (*Galium palustre*), kärrsilja (*Peucedanum palustre*) och kråklöver (*Potentilla platris*) (Paulsson 2015).

I områden med en högre kalciumhalt i marken bildas rikkärr som har ett pH på 5,5–7,5 (Paulsson 2015). Detta leder till en artrikare mark där gräsull (*Eriophorum latifolium*), snip (*Trichorum alpinum*), halvgräs (*Cyperaceae spp.*) som kangglestarr (*Carex flava*) och olika typer av orkidéer (familjen *Orchidaceae*) är förekommande som ängsnycklar (*Dactylorhiza incarnata*) och skogsnycklar (*D. maculatas sp. fuchsii*). I bottenkiktet av marken är det vanligt med brunmossor inom släktet skorpionmossor (*Scorpidium spp.*), lerkrokmosser (*Drepanocladus spp.*) och tuffmossor (*Plaustrilla spp.*). I rikkärren trivs även flera insekter och snäckor. Det finns också kärr som är emellan fattigkärr och rikkärr vilka ibland kallas för intermediära kärr (Paulsson 2015).

Extremrikkärr kallas kärr som ligger på extra kalkrik mark och har därför ett pH på 7,5–8,5 (Paulsson 2015). Detta gynnar artrikedomen och flera sällsynta orkidéer som gulyxne (*Liparis loeselii*), luktsporre (*Gymnadenia adoeatissima*), kärrenycklar (*Orchis palustris*), flugbloster (*Opbrys insectifera*) och kärrenknipprot (*Epicactis plastris*) trivs att växa på extremrikkärren (Paulsson 2015). Det kan även finnas områden som är täkt av kalk, så kallad kalkbleke, där det inte kan växa någon vegetation alls. Det finns även myrar som är en blandning av mosse och kärr vilket brukar kallas för blandmyr (Paulsson 2015).

1.3.8 Biologisk mångfald

Myren har en stor mångfald av arter (Rydin & Jeglum 2013) och den är en ovärderlig livsmiljö för flera arter (Paulsson 2015). Flera fågelarter är helt beroende av myrarna för sin överlevnad och vissa växter trivs endast i den sura, näringsfattiga och öppna miljön som exempelvis hjortron (*Rubus Chamaemorus*), se Figur 4. På myrarna finns även köttätande växter som storsileshår (*Drosera anglica*), småsileshår (*D. intermedia*) och rundsileshår (*D. rotundifolia*) vilka genom deras klibbiga blad fångar in insekter (Paulsson 2015). Praktsammetslöparen (*Chlaenius costulatus*) och träksammetslöparen (*C. sulciollis*) är exempel på arter som endast lever på myrmark. Förekomsten av vattenspegel i myrmarker är gynnsamt för vadare (Rydin & Jeglum 2013). Det finns flera fågelarter som använder myren som häckningsplats som exempelvis ljungpipare (*Pluvialis apricaria*), trana (*Grus grus*), brushane (*Philomachus pugnax*), myrspov (*Limosa lapponica*), grönbena (*Tringa glareola*) och smålom (*Gavia stellata*) (Paulsson 2015). Andra fågelarter har myren som sin spelplats som Orre (*Tetrao tetrix tetrix*) och dubbelbeckasin (*Gallinago media*) medan jordugglan (*Asio flammeus*) och kärrenhöken (*Circus cyaneus*) använder myrarna för sitt födosökande. I marken finns det även en stor rikedom av svampar och mikroorganismer. Ett stort antal spindeldjur och insekter som skalbaggar, fjärilar, tvåvingar, sländor och steklar trivs också på myren (Paulsson 2015).



Figur 4. Hjordron (Rubus Chamaemorus).

2 Styrande parametrar för en våtmarks klimatpåverkan

2.1 Metod

För att undersöka vilka parametrar som är viktiga för en våtmarks klimatpåverkan analyserades ämnena kolinlagring, koldioxidemissioner, metanemissioner samt lustgasemissioner genom en litteraturstudie. Sökorden och hur de kombinerades ses i Tabell 1, Tabell 2, Tabell 3 och Tabell 4. Litteraturen vilken valdes ut var granskade artiklar som undersökt parametrar för respektive ämne i skogstorvmark i Sverige, Norge, Finland, och/eller Danmark. Vissa undantag gjordes om artikeln ansågs vara nödvändig för att besvara den andra frågeställningen. Efter att litteraturen valts ut identifierades viktiga parametrar för en våtmarks klimatpåverkan utifrån artiklarna. Om parametern återfanns i flera av de utvalda artiklarna ansågs den som viktig.

2.1.1 Kolinlagring

En sökning på Uppsala Universitetsbibliotek databas (ub.uu.se) utfördes datumet 2023-05-04 enligt Tabell 1 för att undersöka viktiga parametrar för en våtmarks klimatpåverkan med avseende på kolinlagring. Totalt valdes elva artiklar ut huvudsakligen baserat på geografisk uteslutning.

Tabell 1. Sökord som användes för att undersöka en våtmarks klimatpåverkan med avseende på kolinlagring.

	Titel	Innehåller	carbon
AND	Titel	Innehåller	Peat OR peatland OR fen OR bog OR peat bog*
AND	Ämnesord	Innehåller	Carbon OR CO2
AND	Ämnesord	Innehåller	Storage* OR accumulation OR sequestration
AND	Ämnesord	Innehåller	Soil science OR soil dynamics OR earth science
AND	Valfritt	Innehåller	Finland OR Sweden OR Scandinavia OR boreal
AND	Valfritt	Innehåller	Forest* OR plant OR vegetation

2.1.2 CO₂-emissioner

En sökning på Uppsala Universitetsbibliotek databas (ub.uu.se) utfördes datumet 2023-05-02 enligt Tabell 2 för att undersöka viktiga parametrar för en våtmarks klimatpåverkan med avseende på CO₂-emissioner. Totalt valdes sju artiklar ut i enlighet med satta begränsningar.

2.1.3 CH₄-emissioner

En sökning på Uppsala Universitetsbibliotek databas (ub.uu.se) utfördes datumet 2023-05-02 enligt Tabell 3 för att undersöka viktiga parametrar för en våtmarks klimatpåverkan med avseende på metangasemissioner. Totalt valdes fem artiklar ut i enlighet med satta begränsningar.

Tabell 2. Sökord som användes för att undersöka en våtmarks klimatpåverkan med avseende på CO₂-utsläpp.

	Valfritt fält	innehåller	CO2 OR carbon or CO
AND	Titel	Innehåller	Peatland* OR peat* OR bog* OR "organic soil"* OR peatbog* OR histosol*
AND	Valfritt fält	Innehåller	Boreal* OR temperate* OR forest*
AND	Titel	Innehåller	Respiration*
AND	Valfritt fält	innehåller	Finland* OR Finnish* OR Sweden* OR swedish* Or Norway* OR Norwegian* OR Fennoskandia* OR Denmark*
AND	Valfritt fält	innehåller	variable* OR factor* OR parameter*

Tabell 3. Sökord som användes för att undersöka en våtmarks klimatpåverkan med avseende på CH₄-utsläpp.

	Valfritt fält	Innehåller	Peat* OR histosol* OR organic soil
AND	Titel	Innehåller	Methane* OR CH4
AND	Valfritt fält	Innehåller	Groundwater OR water table*
AND	Valfritt fält	Innehåller	Sweden OR Finland OR Norway OR Denmark
AND	Valfritt fält	Innehåller	Parameter*
NOT	Ämnesord	Innehåller	Permafrost*

2.1.4 N₂O-emissioner

Två sökningar utfördes för att undersöka viktiga parametrar för en våtmarks klimatpåverkan med avseende på N₂O-utsläpp. Den första gjordes på Uppsala Universitetsbibliotek databas (ub.uu.se) 2023-04-13 och den andra gjordes i Scopus 2023-05-03, båda enligt Tabell 4. Totalt valdes fem artiklar ut i enlighet med satta begränsningar.

Tabell 4. Sökord som användes för att undersöka en våtmarks klimatpåverkan med avseende på N₂O-utsläpp.

	ub.uu.se: Valfritt fält Scopus: TITLE-ABS-KEY	innehåller	Parameter* OR variable*
AND	ub.uu.se: Valfritt fält Scopus: TITLE-ABS-KEY	innehåller	Peat* OR histosol
AND	ub.uu.se: Titel Scopus: TITLE	innehåller	"nitrous oxide" OR N2O
AND	ub.uu.se: Valfritt fält Scopus: TITLE	innehåller	emissions

2.2 Resultat och diskussion

2.2.1 Kolinlagring

Vad som påverkar kolinlagringen och kolförråd i torvmarker är en rad olika parametrar, vissa är av större betydelse än andra. Det finns parametrar som har en direkt påverkan på storleken på kolförrådet i torvmarken men också parametrar som har en mer indirekt effekt genom att de påverkar torvbildningen och nedbrytningshastigheten av organiskt material.

I flertal studier har torv-/kolinventering genomförts för att uppskatta det totala kolförrådet. Exempelvis i Finland i de finska torvmarkerna (Turunen et al. 2002; Pitkänen et al. 2013) men även i större utsträckning på norra halvklotet i de boreala och subarktiska torvmarkerna (Qiu et al. 2019). Gemensamt för flertalet av studierna som valdes ut i litteraturstudien är att de tar upp *torvdjupet* som en viktig parameter för det totala kolförrådet (Turunen et al. 2002; Simola et al. 2012; Charman et al. 2013; Qiu et al. 2019). Torvdjupet utgör en väsentlig del i uppskattandet av kollagrets volym vilken krävs för beräkning av massan kol. Utöver djupet behövs också den *horisontella utsträckningen* för att kunna göra volymsberäkningar.

Tillsammans med torvdjupet nämns också *torr-rå skrymdensitet* som en viktig del för att uppskatta mängden kol i en torvmark (Turunen et al. 2002; Simola et al. 2012; Charman et al. 2013; Qiu et al. 2019). Denna beräknas genom att dividera massan för torr torv med rå skrymvolym,

$$\rho_s = \frac{m_{\text{torr}}}{V_{\text{skrym}}} \quad (1)$$

(Turunen et al. 2002) där ρ_s är torr-rå skrymdensitet, m_{torr} , är torra massan torv och V_{skrym} är rå skrymvolym för det tagna torvprovet. Zaufit et al. (2010) visar på att det finns ett samband mellan en ökande torr-rå skrymdensitet och sjunkande kolhalt vilket är en följd av dikning då sättningar i marken sker. Sambandet med sjunkande kolhalt efter dikning är något som andra studier också belyser, till exempel Simola et al. (2012).

För att kunna räkna på kolförråd i marken finns ytterligare en viktig parameter, den *procentuella kolhalten*. Denna kan tas fram genom analys av torvprover genom att till exempel använda en gaskromatograf. I fältstudien se avsnitt 3.1.4.2, användes en Costech ECS 4010, för analys av proverna. Flera studier har också använt ett uppskattat standardvärde för kolhalten på 50 % (Turunen et al. 2002; Charman et al. 2013; Pitkänen et al. 2013; Nykänen et al. 2020). Ett uppskattat procentuellt värde ger dock ett väldigt approximativt värde som kan avvika från det riktiga värdet (Zaufit et al. 2010). Vidare menar Zaufit et al. (2010) att ett mer korrekt värde skulle kunna uppskattas om hänsyn till torvtyp togs då olika torvtyper har olika kolhalt. Även glödgning är en användbar metod för att ta fram det procentuella innehållet av kol i torvproverna och används bland annat av Turunen et al. (2002) i sina beräkningar. Kolhalten kan variera (Zaufit et al. 2010) och välfördelade mätningar spelar stor roll för noggrannheten i storskaliga uppskattningar av kolförråd i torvmarker. Även om torvmarkernas kolförråd går att uppskatta pekar Charman et al. (2013) på att lokal topografi, dikning samt den interna dynamiken i torven resulterar i heterogenitet. Detta är svårt att representera i data och försvårar

arbetet att uppskatta exakt kolackumulation. Även Qiu et al. (2019) påpekar att det lokala klimatet och geografisk plats är av betydelse för torvbildning.

Torvbildning sker till följd av ofullständig nedbrytning i syrefria miljöer vilket gör att nedbrytningstakten en betydande roll för kolackumulationen. Vegetationstypen har en betydande inverkan på kolinlagringen (Qiu et al. 2019) då olika växtarter kan vara olika motståndskraftiga vid nedbrytning vilket gör att olika torvtyper har olika egenskaper beroende på växtkompositionen (Zauft et al. 2010). Även temperaturen spelar stor roll för nedbrytningstakten samt grundvattennivån (Korrensalo et al. 2017). Grundvattennivån samt källan till vattnet har stor betydelse för vilken typ av torvmark som bildas, kärr eller mosse. Detta då olika grundvattennivåer avgör hur mycket av torven som hålls syrefri och kan fortsätta bilda torv. Grundvattennivå och näringstillgång sätter också förutsättningarna för vilka växtarter som kan tänkas trivas vilket får betydelse för torvbildningen (Nykänen et al. 2020). Den näringsfattiga mossen magasinerar kol mycket mer effektivt än vad ett näringsrikt kärr gör (Tolonen & Turunen 1996). Vidare menar Nykänen et al. (2020) att vattenmättnad är en viktig faktor medan Charman et al. (2013) i stället hävdar att över ett visst tröskelvärde spelar inte längre fuktigheten i marken in som en viktig parameter.

Kolackumulation i torvmarker påverkas alltså av ett flertal olika parametrar. Av de som är nämnda ovan finns några som är enkla att kvantifiera som till exempel torvdjup medan andra är betydligt mer komplicerade. Vegetationstyp är till exempel en parameter som har en tydlig inverkan på torvbildning men som är mycket komplex att kvantifiera. Försättningsvis kommer därför denna studie i huvudsak att fokusera på parametrar som är enklare att kvantifiera vilka således blir torvdjup, torr-rå skrymdensitet, area samt procentuell kolhalt.

2.2.2 CO₂-emissioner

Tidigt fastslogs att *marktemperaturen* är en viktig faktor som påverkar markrespirationen och därmed koldioxidutsläppen i torvjordar (Mäkiranta et al. 2008). Studier som gjorts har påvisat att marktemperaturen har en positiv korrelation med markrespirationen och att det är en viktig faktor för att bestämma koldioxidemissioner från marken (Minkkinen et al. 2007; Mäkiranta et al. 2008, 2009; Järveoja et al. 2018). Studierna har påvisat att denna faktor står för de tidliga variationerna i markrespirationen. Påverkan från marktemperaturen i den rumsliga variationen är dock mer komplex. I en studie där tre torvmarker, två i Finland och en i Estland, jämfördes visade resultaten på de att de högsta koldioxidemissionerna kom från den nordligaste av de tre torvmarkerna, trots att medelmarktemperaturen var lägre (Minkkinen et al. 2007). Resultaten är motsägelsefulla, men visar på att det kan finnas andra faktorer som spelar stor roll (Minkkinen et al. 2007). I en av studierna påvisades att den autotrofa respirationen påverkades mer av temperaturförändringar än den heterotrofa respirationen (Mäkiranta et al. 2008).

Grundvattennivån är en till parameter som benämns viktig i flera studier (Mäkiranta et al. 2008, 2009; Gažovič et al. 2013). Studierna visar på en negativ korrelation mellan grundvattennivån och markrespirationen (Mäkiranta et al. 2008, 2009; Gažovič et al. 2013). I en av studierna visade resultaten på att ändringar av grundvattennivån inte påverkade den heterotrofa

respirationen utan enbart den autotrofa respirationen (Mäkiranta et al. 2008). Studiens resultat tyder på att detta beror på att rötternas respiration hämmas av för höga grundvattennivåer, om grundvattennivåerna sjunker ökar därmed koldioxidemissionerna (Mäkiranta et al. 2008). I en av studierna konstateras att grundvattennivån är en viktig faktor, men att marktemperaturförändringar leder till större variationer (Mäkiranta et al. 2009). Studien styrker hypotesen att det finns en optimal grundvattennivå för den heterotrofa respirationen vid -60 cm. När grundvattennivån är mellan 0 till -60 cm gäller en negativ korrelation, men när grundvattennivån understiger -60 cm hämmas respirationen (Mäkiranta et al. 2009). DOC ingår också i kolbalansen, men har visat sig vara en liten del av ekosystemets nettoproduktion, 5–8 % enligt studien gjord av Gažovič et al. (2013). I studien undersöktes hur halten av DOC ändras beroende på höjden av grundvattennivån en våtmark. Resultaten visade på att en högre grundvattennivå ökar halten DOC som rinner ut från avrinningsområdet (Gažovič et al. 2013).

Markfuktigheten är en parameter som inte tas upp i studierna lika ofta som marktemperaturen och grundvattennivån. I en av studierna kunde ingen korrelation mellan markfuktighet och markrespiration påvisas, dock var variationerna i markfuktigheten låg och fuktigheten var relativt hög under hela mätperioden (Mäkiranta et al. 2008). I en annan studie där torv undersöktes i mesokosmos visades i stället en stark positiv korrelation där mikrobers aktivitet ökade med en ökad markfuktighet, även när fuktigheten översteg vattenmättnad. Den ökade aktiviteten av mikrober ledde till ökad heterotrof respiration (Rewcastle et al. 2020). I studien gjord av Mäkiranta et al. (2008) hänvisar de till annan forskning som konstaterar att en markfuktighet under 20 % kan leda till torkstress vilket hämmar nedbrytningen (Davidson et al. 1998; Subke et al. 2003, se Mäkiranta et al. 2008). I deras forskning var markfuktigheten alltid högre än 20 % och detta fenomen kunde inte påvisas.

Hur *näringsinnehållet* i torvjordarna påverkar koldioxidemissionerna är något som inte undersökts i så många artiklar. I en av artiklarna undersöktes dock detta och visade på att mer näringsrik jord har en högre markrespiration än näringsfattig jord (Minkkinen et al. 2007). I en annan studie påvisades att nedbrytningen av labila kol-element beror på tillgången av nedbrytare som behöver olika näringsämnen och brist på dessa näringsämnen hämmar därför nedbrytningen (Rewcastle et al. 2020).

De parametrar som i studierna benämnts som viktiga och därmed valts ut till att vidare undersökas för den andra frågeställningen är marktemperatur, grundvattennivå, markfuktighet och näringsinnehåll. Parametrarna kommer att undersökas för att se om det går att kvantifiera CO₂-emissioner utifrån dem.

2.2.3 CH₄-emissioner

Grundvattennivån ansågs som viktig i flera studier (Granberg et al. 2001; Audet et al. 2013; Urbanová et al. 2013; Turetsky et al.) . Turetsky et al. (2014) och Audet et al. (2013) visade på en positiv korrelation mellan grundvattennivå och CH₄-emissioner, det vill säga att platser med generellt högre grundvattennivå producerar mer CH₄ än ställen med i genomsnitt lägre grundvattennivå. Enligt Turetsky et al. (2014) inträffar det största CH₄-flödet i kärr då

grundvattennivån är konstant nära torvytan. I mossar inträffar i stället den maximala CH₄-avgången då vattenytan under en 30-dagarsperiod varit låg och senare stigit nära torvytan. Generellt bidrar utdikning till att CH₄-flödena minskar hos samtliga torvmarkstyper (Turetsky et al. 2014). Granberg et al. (2001) påvisade att utifrån modellen i studien visas att grundvattennivån under växtsäsongen ensam förklarar 58 % av CH₄-avgångarna från våtmarken. Vidare förklarades i studien att vattenytan har en koppling till årlig nederbörd (Granberg et al. 2001). Dessa parametrar kan därför antas kopplas till varandra i viss mån. I en studie av Audet et al. (2013) visas att om vattenytan var under -25 cm kunde CH₄-flödena anses vara försumbara. Om den å andra sidan var över -25 cm kunde CH₄-utsläppen relateras med parametrarna i studien (Audet et al. 2013). Rinne et al. (2018) hittade till skillnad från resterande studier inga starka samband mellan CH₄-emissioner och grundvattennivå. Dock hittades ett maxflöde av CH₄ om grundvattennivån befinner sig mellan -25 cm och -5 cm då flödet minskar vid både högre och lägre grundvattennivåer (Rinne et al. 2018). Dessa gränser liknar de från studien Audet et al. (2013) utförde.

Urbanová et al. (2013) undersökte tre mossar varav en naturlig, en dränerad och en restaurerad, samt två kärr, varav en naturlig och en dränerad utreddes. De högsta CH₄-avgångarna, potentiell CH₄-produktionerna samt biodiversitet av metanogener återfanns i de naturliga våtmarkerna. Dränering leder enligt studien till en signifikant minskning i CH₄-emissioner, potentiell CH₄-avgång och biodiversitet av metanogener i jämförelse med de naturliga våtmarkerna. Dessa förändringar vilka skapas av dränering är mer anmärkningsvärda i kärr än i mossar. Studien visade på att de naturliga våtmarkerna hade högst CH₄-utsläpp, sedan restaurerade och sist de dränerade. Grundvattennivån är mest stabil hos de naturliga våtmarkerna och varierar mer i de dränerade och restaurerade våtmarkerna. Även denna studie visade på att grundvattennivån är en av de mest betydande parametrarna för CH₄-emissioner. Dock antogs att den restaurerade hydrologin inte var huvudorsaken till att CH₄-avgångarna ökade efter restaurering utan andra faktorer såsom vegetationssammansättningen och samhällen av metanogener har större betydelse ur denna synpunkt (Urbanová et al. 2013).

Rinne et al. (2018) hittade starka samband mellan *lufttemperatur*, *marktemperatur* och CH₄-avgångar vilket enligt studien kan kopplas till aktiviteten av metanogener. Ökad temperatur leder enligt studien till att aktiviteten hos metanogenerna blir större och på så sätt ökar CH₄-avgången (Rinne et al. 2018). Audet et al. (2013) hittade också ett starkt samband mellan marktemperatur och CH₄-emissioner på 10 cm djup. Granberg et al. (2001) visade i sin studie att varken av luft- eller marktemperaturen under växtsäsongen är viktiga parametrar, utan under den perioden är det grundvattenytan som dominerar påverkan på CH₄-utsläppen. Dock är den årliga marktemperatur på 0,26 m djup viktigare och tillsammans med den årliga variationen i grundvattennivån kan dessa två parametrar tillsammans förklara den årliga variansen av CH₄-utsläpp till 85 %, vilket därför utgör dessa parametrar till de väsentligaste för att bestämma det årliga CH₄-utsläppet enligt deras modell (Granberg et al. 2001). Studien utförd av Turetsky et al (2014) visade starka samband mellan årlig medeltemperatur i myrar och träsk och CH₄-emissioner, vilket bidrar till att temperaturen även enligt dem är en betydelsefull parameter ur CH₄-emissions synpunkt.

Vegetation är en väsentlig parameter att ta hänsyn till vid estimering av CH₄-emissioner (Audet et al. 2013; Urbanová et al. 2013; Turetsky et al. 2014). Audet et al. (2013) visade på tydliga samband mellan CH₄-emissioner och vegetation. I rapporten estimerades möjliga CH₄-emissioner från olika typer av växter. Växter vilka både har relativt höga och låga möjliga CH₄-utsläpp klassas ej som indikatorer på CH₄-emissioner, till exempel *Poa pratensis*. Växter vilka å andra sidan endast har relativt höga potentiella CH₄-emissioner kan klassas som indikatorer på CH₄-avgång. Exempel på dessa växter är bland annat vattenpilört (*Persicaria amphibia*), Jättegröe (*Glyceria maxima*) eller Kärrstjärnblomma (*Stellaria palustris*) (Audet et al. 2013).

Sammantaget kan grundvattennivån antas vara den viktigaste parametern för CH₄-emissioner då den anses vara betydande i majoriteten av studierna. Temperaturen och vegetationen är även dessa viktiga parametrar för CH₄-emissioner.

2.2.4 N₂O-emissioner

För torrlagda våtmarker är litteraturen enig om att *C/N-kvoten* är en viktig parameter för N₂O-emissioner, där lägre C/N-kvot innebär ökad denitrifiering och därmed ökade utsläpp (Klemedtsson et al. 2005; Ernfors et al. 2007; Ojanen et al. 2010; Leppelt et al. 2014). Däremot är forskare inte överens om C/N-kvot som ensam variabel kan användas för att direkt förutspå N₂O-utsläpp från en torrlagd våtmark. Klemedtsson et al. (2005) föreslår en empirisk ekvation med C/N-kvot som enda parameter, och menar därtill att andra parametrar inte kan användas för att förutspå N₂O-utsläpp och enbart får betydelse vid väldigt låga C/N-värden. Ernfors et al. (2007) bygger i sitt arbete vidare på dessa resultat, och använder det samband identifierat i den förnämnda artikeln för att uppskatta N₂O-emissioner på en större skala.

Annan forskning visar på att C/N-kvot är en bra estimator för N₂O-utsläpp, men att hänsyn därtill behöver tas till *markens historiska användning* (Ojanen et al. 2010). Resultatet från denna rapport visar att de höga utsläpp som Klemedtsson et al. (2005) förutspår vid C/N-värden under 25 enbart inträffar på marker som innan skogsplantering använts för jordbruk. Här föreslås att torvmarker som direkt efter dikning använts för skogsplantering modelleras enbart med data från marker utan någon jordbrukshistoria. Leppelt et al. (2014) använder *pH* som en proxy för C/N-kvot då denna är enklare att mäta, och belyser därtill *grundvattennivå* och *medeltemperatur* som viktiga parametrar. Denna studie fokuserar dock både på torrlagda och våta torvmarker, varpå grundvattennivån blir av stor vikt i just detta fall.

I artikeln från He et al. (2016) används i stället en betydligt mer avancerad modell, som kallas CoupModel. Denna har 20 olika parametrar och förutspår inte enbart utsläpp av N₂O utan simulerar även strålning, marktemperatur, grundvattennivå och en rad andra variabler kopplade till markens tillstånd. De parametrar som pekats ut som de viktigaste för N₂O-utsläpp är modellspecifika koefficienter kopplade till *sorbition*, *syrediffusion* och *markens fryspunkt*. Detta kan alltså vara till stor nytta vid användning av CoupModel, men är inte direkt tillämpbara för att på ett enklare sätt kvantifiera N₂O-emissioner.

För att sammanfatta resultatet av sökningen tog alltså fyra av fem artiklar som helt eller delvis fokuserade på torra torvmarker upp markens kväveinnehåll representerad av C/N-kvoten som en viktig parameter för N₂O (Klemedtsson et al. 2005; Ernfors et al. 2007; Ojanen et al. 2010; Leppelt et al. 2014), och den enda som delvis fokuserade på våta torvmarker presenterade även grundvattennivån som en viktig parameter. Alltså är det dessa två variabler som kommer att undersökas vidare i nästa kapitel.

3 Metodik för kvantifiering av klimatpåverkan av en torvmark i skogsmiljö

3.1 Metod

För att undersöka hur en metodik för att kvantifiera en våtmarks klimatpåverkan kan utformas gjordes en litteraturstudie.

3.1.1 Emissioner av CO₂ och CH₄

Ämnena koldioxidemissioner och metanemissioner undersöktes med samma sökningar och begränsningar som i avsnitt 2, se Tabell 2 respektive Tabell 3 för kombinationer av sökord. Möjligheten att fastställa metodiker för att förutspå klimatpåverkan utifrån det andra avsnittets valda viktiga parametrar analyserades.

3.1.2 Kolinlagring

Ytterligare en sökning gjordes i Uppsala universitetsbiblioteks sökmotor (ub.uu.se) 2023-05-11 för att komplettera de tidigare utvalda artiklarna. I sökningen användes parametrar som tagits fram under frågeställning 1. Se kombinationen av sökorden nedan i Tabell 5. Sökningen gav endast ett resultat och valdes därför ut trots att den inte innehöll det geografiskt utvalda området i avgränsningarna.

Tabell 5. De sökord som användes för att besvara frågeställningen med avseende på de parametrar som togs fram i frågeställning 1 för kolinlagring.

	Titel	innehåller	Carbon storage in peatland
AND	Ämnesord	Innehåller	Carbon stock
AND	Valfritt fält	Innehåller	Peat thickness
AND	Valfritt fält	Innehåller	Bulk density
AND	Valfritt fält	Innehåller	Carbon content OR C content
AND	Valfritt fält	Innehåller	Method
AND	Valfritt fält	innehåller	Estimate OR quantify

3.1.3 N₂O-emissioner

För att förstå hur en dränerad torvmarks C/N-kvot kan användas för att uppskatta dess utsläpp av N₂O gjordes sökningar efter granskade artiklar i Uppsala Universitetsbiblioteks databas (ub.uu.se) 2023-04-13 och i Scopus 2023-05-03, med sökorden presenterade i Tabell 6. Totalt valdes tre artiklar ut.

Tabell 6. De sökord som användes för att besvara den andra frågeställningen med avseende på C/N-kvotens påverkan på N₂O.

	ub.uu.se: Titel Scopus: TITLE	innehåller	C/N OR CN OR C:N
AND	ub.uu.se: Valfritt fält Scopus: TITLE-ABS-KEY	innehåller	Peat* OR histosol
AND	ub.uu.se: Valfritt fält Scopus: TITLE-ABS-KEY	innehåller	"nitrous oxide" OR N ₂ O

Tabell 7. De sökord som användes för att besvara den andra frågeställningen med avseende på grundvattennivåns påverkan på N₂O-utsläpp.

	ub.uu.se: Ämnesord Scopus: KEY	innehåller	"water table" OR "groundwater table" OR "groundwater level"
AND	ub.uu.se: Valfritt fält Scopus: ALL	innehåller	wetland OR peat* OR histosol OR "organic soil"
AND	ub.uu.se: Ämnesord Scopus: KEY	innehåller	n ₂ o OR "nitrous oxide"
AND	ub.uu.se: Ämnesord Scopus: ALL	innehåller	Sweden OR Denmark OR Finland OR Norway OR Scandinavia*

Dessutom genomfördes sökningar efter granskade artiklar som beskriver hur en återställd eller odränerad torvmarks N₂O-emissioner kan kvantifieras med hjälp av grundvattennivån. Dessa sökord presenteras i Tabell 7. Fyra artiklar valdes ut och diskuterades, men bara en gav ett värdefullt resultat.

3.1.4 Fältstudie

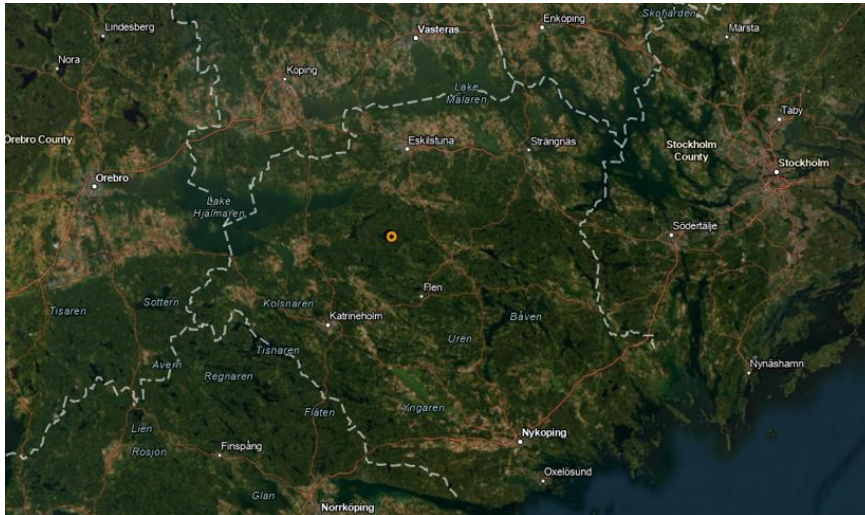
Den framtagna metodiken från litteraturstudien användes delvis i en fältstudie med målet att bepröva den i ett verkligt fall och analysera huruvida metodiken är tillämpbar. Fältstudien ägde rum 2023-04-24 på den restaurerade myren Nyckelmossen.

3.1.4.1 Områdesbeskrivning

Nyckelmossen (59°11'7.8"N 16°27'28.7"E) är cirka sju hektar stor och är belägen i den sydvästra delen av det blivande naturreservatet Stora Fjällsjön (Länsstyrelsen i Södermanlands län 2021), se Figur 5. Myrens vegetation bestod innan restaureringen av tall samt skvattram och vid den nordvästra kanten av området dränerades vatten bort från mossen på grund av ett grävt dike. På grund av torrare klimat efter dikning har den del unggran växt längs diket (Länsstyrelsen i Södermanlands län 2021).

Nyckelmossen restaurerades från januari till februari 2023 med målet att höja grundvattennivån i myren (Eriksson u.å.). Detta genomfördes med hjälp av en dikesplugg i diket innan avrinning sker till Harsjön som ligger intill Nyckelmossen. Pluggen bidrar till att vatten pressas ut över dämnet och fördelas bättre vilket gör att grundvattennivån stiger upp till markytan och

markfuktigheten höjs. Pluggen består av ett 20-tal träd som huggits ned och placerats i diket som ett stockdämme. Även torv och pinnmo med mycket stenar lades ned och för att stabilisera lades en stenkant på ovansidan av dämmet (Eriksson u.å.). Till största delen består Nyckelmossen av mossetorv bortsett från den nordöstra delen som består av kärrtorv (Länstyrelsen i Södermanlands län 2021). Pluggen från Nyckelmossen, cirka tre månader efter återvätning, syns i Figur 1.



Figur 5. Karta över position för Nyckelmossen skapad i ArcGIS.

3.1.4.2 Planering, provtagning och bearbetning

Provtagningsplatserna placerades ut på en karta enligt Figur 6. Mätpunkter för vattenproverna placerades ut längs flödesvägen.



Figur 6. Provtagningsplatserna markerade på en karta skapad i ArcGIS.

På provtagningsplatserna gjordes mätningar av torvdjup, höjdmätning, kvalitativ bedömning av markfuktigheten samt en okulär bedömning av växtligheten. Ett torvprov togs vid varje plats

för vidare analys av C/N-kvot i laborationssal. Vattenprov togs vid in- och utflödet samt i mitten av flödesvägen på Nyckelmossen varpå dess färg undersöktes i laborationssal för att se skillnad i DOC.

Torvdjupet mättes med ett 136 cm långt spjut. GPS-punkterna placerades ut med höjdmätaren GPS GNSS Geomax Zenith 35. Markfuktigheten analyserades med hjälp av en metod kallad Boots and Trousers Method vilken går ut på att varje individ i gruppen bedömde markfuktigheten med hjälp av en fuktighetsskala där ett värde från 1–7 antecknades av upplevelsen av markfuktigheten, se Tabell 8.

Tabell 8. Definition av de olika klasserna i Boots and Trousers Method¹.

1. TORRT	Du kan ställa ryggsäcken på marken och även efter lång tid skulle den fortfarande vara torr.
2. GRADVIS FUKTIG	Du kan ställa ryggsäcken på marken och efter en tid skulle den sakta bli fuktig.
3. GRADVIS BLÖT	Du kan ställa ryggsäcken på marken och efter en tid skulle den sakta bli blöt.
4. OMEDELBART BLÖT	Du kan ställa ryggsäcken på marken och den skulle genast bli blöt.
5. DYIGT	Om du skulle trampa på marken kunde du höra ett klafsande ljud från den blöta jorden.
6. VÄLLER UT	Om du skulle trampa på marken kunde du se vatten komma ur marken bredvid din sko.
7. MÄTTAT	Det finns vatten på ytan innan du kliver på den.
8. REGN/SNÖ	Det finns snö på ytan eller det regnar just nu – det betyder att du inte kan göra en mätning.

Jordprover togs med en jordkäpp och analyserades därefter i laborationssal. Provberedning utfördes inför C/N-kvotsmätningen genom att torvproverna torkades i ugn i 105 °C i 24 timmar och maldes därefter med en mortel. C/N-kvoten mättes sedan med en Costech ECS 4010.

3.2 Resultat och diskussion

3.2.1 Litteraturstudie

3.2.1.1 Kolinlagring

Som nämnt ovan finns många parametrar som är av betydelse för torvbildningen och kolinlagringen i torvmarker. Detta avsnitt kommer dock fokusera på hur en torvmarks kolförråd

¹ Benjamin Fischer, Universitetslektor vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, personlig kontakt 2023-04-21

kan kvantifieras med enklare metoder genom att approximativt bestämma kolförrådet i ett område.

En välbeprövad metod som använts vid åtskilliga tillfällen av kartläggning och inventering av torvmarker är att beräkna kolförrådet med hjälp av torvdjup, torr-rå skrymdensitet procentuell kolhalt samt arean för torvmarksområdet (Turunen et al. 2002; Pitkänen et al. 2013; Nykänen et al. 2020). Vid fältstudier tas torvprover med exempelvis en rysk torvborr (Turunen et al. 2002; Nykänen et al. 2020). Det cylinderformade torvprovet som extraheras med borsten delas sedan in i delprover, vanligtvis 10 cm tjocka. Den kända volymen torv förseglas sedan i lufttäta plastpåsar. För att uppnå en så korrekt uppskattning av kolförrådet som möjligt kan flera prover tas och även fler borrhål undersökas. Torvproverna ska sedan torkas i minst 70°C tills helt torra för att sedan vägas och homogeniseras genom att malas. Om kolhalten ska tas fram genom glödning behöver de torra proverna köras i ugn ytterligare en gång på högre temperatur. Turunen et al. (2002) har under sina mätningar glödgat proverna i 550°C vilka sedan återigen har vägts.

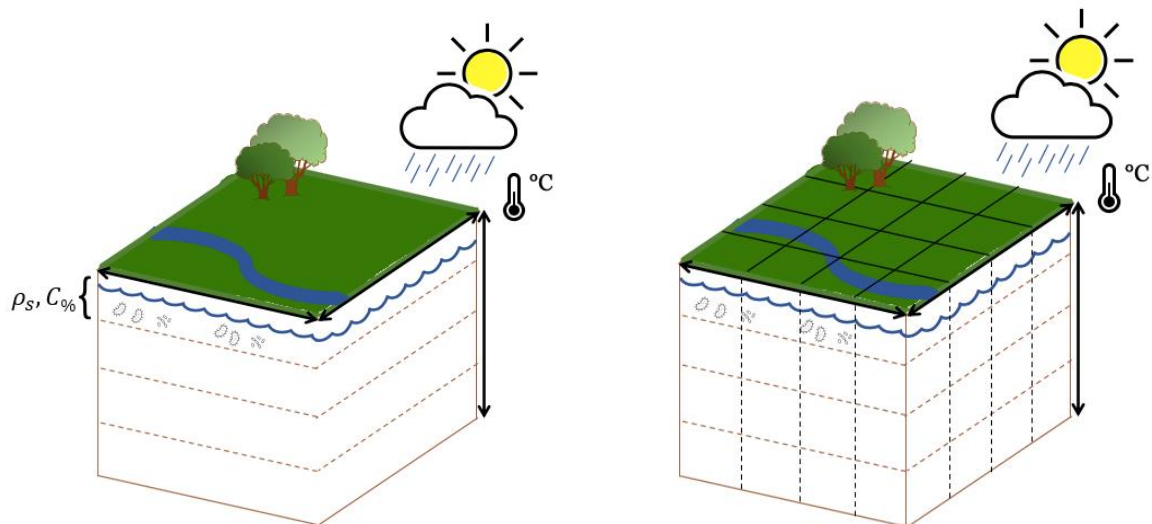
Med massan för den torkade torven samt volymen för det nytagna provet kan torr-rå skrymdensiteten beräknas med hjälp av ekvation 1. Kolhalten beräknas sedan på olika sätt beroende av metoden. Antingen kan en uppskattning av kolhalten på 50 % (Turunen et al. 2002) göras eller analyseras och tas fram med en Costech ECS 410. Om i stället kolhalten ska tas fram genom glödning görs det genom att dividera vikten för den torra massan subtraherat med vikten för det glödgade provet med massa för det torra provet. Multiplikation med 100 ger kolhalten i procent,

$$\frac{m_{\text{torr}} - m_{\text{glödgat}}}{m_{\text{torr}}} * 100 \quad (2)$$

(Turunen et al. 2002). Kolförrådet från den kumulativa torra torvmassan kan beräknas på flera olika sätt. Turunen et al. (2002) beräknar den kumulativa torra torvmassan med avseende arean från medelvärdet av torr-rå skrymdensiteten över profilen. Detta multiplicerar sedan Turunen et al. (2002) med en faktor 0,5 för att konvertera till mängd kol. Ett liknande sätt att beräkna kolförrådet presenteras av Zaufit et al. (2010) där mängden kol beräknas utifrån dominerande jord i representerande profiler. Alla lager i profilen summeras sedan ihop för att beräkna ett värde genom hela profilen. (Zaufit et al. 2010).

$$C_{\text{tot},P} = \sum_1^n A * d_n * \rho_{s,n} * C_{\%,n} \quad (3)$$

$C_{\text{tot},P}$ representerar alltså det totala kolförrådet i den representerande profilen, A är arean av den representerade profilen, d_n är tjockleken på det n:te skiktet, $\rho_{s,n}$ är torr-rå skrymdensiteten för det n:te skiktet och slutligen representerar $C_{\%,n}$ kolhalten för det n:te skiktet. Kolförrådet för hela torvmarken är sedan summan av alla $C_{\text{tot},P}$. För en mer visuell förståelse, se Figur 7.



Figur 7. Visuellt representation av vikta parametrar för att kvantifiera kollager. Den vänstra bilden representerar hur en torvmark kan delas in i skikt och den högra hur dessa skikt delas upp och summeras i en jordprofil.

Zauft et al. (2010) pekar ut att denna metod genom att ta i beaktning torvmarkens utsträckning, torvtjocklek, stratigrafi samt jordskicket för olika områden ger en mycket mer noggrann överblick över kolförrådet. Turunen et al. (2002) har sedan dividerat den ackumulerade massan av kol med torvens ålder, vilken har tagits fram med ^{14}C -datering, för att ta reda på den så kallade average long-term apparent rate of carbon accumulation (LORCA). Något som Zauft et al. (2010) inte har gjort.

Oavsett val av metod vid inventering av kolackumulering är resultatet en grov uppskattning. Antalet valda borrhål samt antal lager i vertikalt led representerar hela torvmarksområdet vilket gör att ju fler platser och prover desto mer precist och tillförlitligt resultat. Detta gör att precision måste vägas mot resurser och tid i torvmarksutvärderingar.

Det finns mer komplicerade modeller för att beskriva kolinlagringen i torvmarker. Till exempel har Qiu et al. (2019) använt sig av ORCHIDEE-MICT tillsammans med TOPMODEL och DYPTOP för att beskriva kolackumuleringen. Denna modell beräknar tjockleken på aktiva lager med hjälp av simulerade medeltemperaturer och rotfördelning samt inflöde av kol relativt tjockleken. Modellen tar också hänsyn till att temperaturer kan sjunka under frysgränsen och vilka följder det kan få på hydrologin samt latenta värmeväxlingen. ORCHIDEE-MICT har ett komplicerat flödesschema som behandlar olika parametrar, torvbildning och utveckling. Författaren (Qiu et al. 2019) hänvisar till att modellen främst syftar till att simulera storskaliga medeltorvdjup i torvprofiler och inte bildning av lokala torvmarker eller konstruera ålder-mot-djupprofiler för specifikt utvalda platser.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att kolförrådet i torvmarker är möjligt att kvantifiera med enkla samband och metoder men att resultatet blir en grov uppskattning. Mer eller mindre noggranna mätningar och undersökningar kan göras men ett exakt värde är svårt att konstatera.

Det finns fortfarande parametrar som är svåra att kvantifiera samt bidrar till heterogeniteter vilka försämrar tillförlitligheten i resultatet.

3.2.1.2 CO₂-emissioner

Att kvantifiera CO₂-emissioner från en våtmark är väldigt komplext då flera olika parametrar påverkar. I denna studie har ingen enkel ekvation kunnat fastställas som utifrån några få parametrar bestämmer hur stora CO₂-emissionerna är från en våtmark. Studierna som finns idag är inte heller överens om hur och hur mycket parametrarna påverkar emissionerna. Det som dock har påvisats i tidigare studier är att det finns korrelationer mellan vissa parametrar och CO₂-emissioner (Minkkinen et al. 2007; Mäkiranta et al. 2008, 2009; Järveoja et al. 2018; Gažovič et al. 2013; Rewcastle et al. 2020).

Det är en komplex samverkan mellan de parametrar som tagits upp i föregående kapitel angående koldioxidemissioner och det finns därför ingen enkel trend att följa. Det som konstaterats är att ju mer *näringsrik* en mark är, desto högre blir koldioxidemissionerna (Minkkinen et al. 2007; Rewcastle et al. 2020). Näringsinnehållet i en mark kan exempelvis bestämmas kvantitativt genom att mäta C/N-kvoten. Att en hög *marktemperatur* ger en högre tidlig koldioxidemission har också påvisats i flera studier (Minkkinen et al. 2007; Mäkiranta et al. 2008, 2009; Järveoja et al. 2018; Rewcastle et al. 2020).

När det gäller *grundvattennivån* så har en nivå på -60 cm visat sig vara optimal för nedbrytningen (Mäkiranta et al. 2009). Om grundvattennivån är högre hämmas nedbrytningen och är grundvattennivån lägre så kan det leda till torra i de översta skikten, vilket också hämmar nedbrytningen och därmed CO₂-emissionerna (Mäkiranta et al. 2008, 2009; Gažovič et al. 2013). *Markfuktigheten* är en parameter som forskning inte är överens om ifall den påverkar CO₂-emissioner i våtmarker. I studien gjord av Rewcastle et al. (2020) har parametern identifierats som viktig, medan i studien gjord av Mäkiranta et al. (2008) kunde inga samband identifieras med CO₂-emissionerna. I den senare studien var dock fuktigheten hög under hela mätperioden, detta skulle kunna indikera att markfuktigheten har en påverkan men att den inte är stor när fuktigheten redan är hög.

Sammantaget är det alltså svårt att göra en bedömning om en torvmark är en stor kolkälla, men de nyckelparametrar som är relativt enkla att studera är marktemperaturen, markfuktigheten och näringsinnehållet i marken. Utifrån dessa parametrar går det att göra en kvalitativ uppskattning av CO₂-emissionerna.

3.2.1.3 CH₄-emissioner

Då grundvattenytans påverkan på CH₄-utsläppen kan variera beroende på typ av torvmark enligt Turetsky et al. (2014) bör typen av torvmark tas hänsyn till. I kärr inträffar det största CH₄-flödet då grundvattennivån är konstant nära torvytan. Genom om möjligt hålla vattenytan från torvytan kan utsläppen då minska i kärrmark ur CH₄-synpunkt. I mossar inträffar i stället den maximala CH₄-avgången då vattenytan varit låg och senare stigit nära torvytan. Att hålla vattenytan på konstant höjd kan på så sätt bidra till mindre CH₄-utsläpp i mossar. Turetsky et al. (2014) förklarar vidare att platser med generellt högre grundvattennivå producerar mer CH₄ än ställen med i genomsnitt lägre grundvattennivå och i studien hittades ett exponentiellt

samband mellan grundvattennivå och CH₄-flöde i torvmarker. Förekomsten av träd och buskar är en indikator på att vattenytan var särskilt låg. Audet et al. (2013) beskriver att en vattenyta under -25 cm bidrar till att CH₄-utsläppen kan försummas. En generell metodik för att minska CH₄-utsläppen från torvmarker utifrån denna kunskap är att hålla vattenytan på en konstant höjd, optimalt under -25 cm. Om träd och buskar finns på platsen är det en indikator på att grundvattennivån är låg.

Granberg et al. (2001) visar i deras studie att den största delen av CH₄ (generellt cirka 50 %) lämnar marken genom transport genom växter. Att identifiera växter på platsen kan därför vara en viktig parameter för att bestämma CH₄-utsläppen. Till exempel undersöka om växterna vattenpilört (*Persicaria amphibia*), Jättegröe (*Glyceria maxima*) eller Kärrstjärnblomma (*Stellaria palustris*) finns på platsen då dessa är indikatorer på CH₄-avgång enligt Audet et al. (2013).

Temperaturen är även den en viktig parameter vilken påverkar CH₄-flöden från marken (Granberg et al. 2001; Audet et al. 2013; Turetsky et al. 2014; Rinne et al. 2018). Audet et al. (2013) visar i sin studie att CH₄-avgången ökar med ökande temperatur. För att bestämma CH₄-emissionerna från en torvmark kan därför den årliga medeltemperaturen på platsen tas i beaktning.

Sammantaget är det endast möjligt att utifrån parametrarna grundvattennivå, vegetation och temperatur göra en kvalitativ bedömning av CH₄-emissionerna från en torvmark. Om CH₄-emissionerna ska kvantifieras behövs mer komplexa modeller.

3.2.1.4 N₂O-emissioner

3.2.1.4.1 C/N-kvot som parameter för N₂O-utsläpp i dränerade torvmarker

Klemedtsson et al. (2005) undersökte dränerade torvmarker i svenska, finska och tyska skogar. Här föreslås som tidigare nämnt en empirisk ekvation, med markens C/N-kvot som enda variabel för att förutspå utsläpp av N₂O,

$$\text{N}_2\text{O-utsläpp} = ae^{-b \cdot \text{C/N-kvot}} \quad (4)$$

där N₂O-utsläpp är genomsnittligt årligt i g N₂O m⁻² år⁻¹, *a* och *b* är koefficienter. Värdena på *a* och *b* varierar beroende på om bara svenska skogar, eller även finska och tyska, tas hänsyn till. Variationen är dock inte särskilt stor, vilket visas i Tabell 9.

Tabell 9. Värden på koefficienter i ekvation 4 (Klemedtsson et al. 2005).

Platser	a		b		Justerat r ² -värde
	Värde	Standardfel	Värde	Standardfel	
Enbart Sverige	527	263	0,40	0,04	0,99
Sverige, Finland och Tyskland	481	325	0,39	0,05	0,96

Då fokus i detta arbete ligger på våtmarker i Skandinavien och Finland, föreslår vi att koefficienterna från den uteslutande svenska datan används. Dessutom är standardfelen lägre

och r^2 -värdet är högre i detta fall, vilket antyder att den modellen ger en bättre uppskattning av utsläppen.

Det huvudsakliga syftet med modellen som presenteras i ekvation 4 är dock att förutspå utsläpp av N_2O på en större skala, och inte från enskilda torvmarker (Klemedtsson et al. 2005). Detta betyder inte nödvändigtvis att ekvationen inte går att applicera i mindre skala, men hänsyn får tas till att felen här kan bli relativt stora, vilket också illustreras av resultaten i Tabell 9.

I denna studie pekas även ett gränsvärde för markens C/N-kvot ut, där betydande N_2O -emissioner kommer från marker med C/N-kvoter under 25. Där C/N-värdet är 25 verkar enligt tidigare forskning också vara den gräns då en mark generellt sätt går från nettoimmobilisering till nettomineralisering (Groffman et al. 2021), vilket styrker att det finns ett samband mellan nettomineralisering och utsläpp av N_2O .

Ernfors et al. (2007) bygger i sitt arbete vidare på resultaten från Klemedtsson et al. (2005) genom att applicera dem för att uppskatta Sveriges nationella emissioner av N_2O . Här skapades en linjär log-log-modell,

$$\ln(N_2O\text{-utsläpp}) = 8,69 - 3,26 \ln(C/N\text{-kvot}) \quad (5)$$

där N_2O -utsläpp återigen är i $g N_2O m^{-2} \text{ år}^{-1}$. Fördelen med att använda en linjär modell är att variabilitet enklare kan beräknas. Om detta eftersträvas kan ekvation 5 användas i stället för ekvation 4. Annars borde ekvation 4 ge liknande resultat vid användning av variabler från enbart svenska data. Detta då de är baserade på samma ursprungsdata (Ernfors et al. 2007).

I andra modeller används C/N-kvot tillsammans med heterotrof respiration för att beräkna nettomineralisering, som i sin tur kan användas för att uppskatta N_2O -emissioner från torvmarker. Mu et al. (2014) presenterar två modeller baserad på data från bland annat men inte uteslutande svenska och finska skogar. Genom att mäta koldioxid för att beräkna den totala respirationen, kan den heterotrofa respirationen uppskattas med följande ekvation,

$$R_h = 10e^{0,22+0,87\ln\frac{R_t}{10}} \quad (6)$$

där R_t är den totala markrespirationen och R_h är den heterotrofa respirationen ($kg C ha^{-1} \text{ år}^{-1}$). R_h kan sedan användas i kombination med markens C/N-kvot för att beräkna nettomineralisering, vilket visas nedan (Mu et al. 2014),

$$N_m = \frac{R_h}{C/N\text{-kvot}} \quad (7)$$

där N_m är nettomineralisering ($kg C ha^{-1} \text{ år}^{-1}$). Denna har i modellen kombinerats med oorganiskt kväve från gödsel i variabeln N_{mf} . I den första modellen är N_{mf} enda oberoende variabel, och i den andra modellen är även grundvattennivån oberoende variabel. Dessa visas nedan.

$$\ln(N_2O\text{-utsläpp}) = 1,8685 \ln(N_{mf}) - 9,0314 \quad (8)$$

$$\ln(\text{N}_2\text{O-utsläpp}) = 1,5374 \ln(N_{mf}) - 0,0221 \text{ WT} - 8,2334 \quad (9)$$

Här är N_2O -utsläpp är i $\text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ och WT är grundvattennivån (cm). Hur N_2O -emissioner uppskattade med dessa modeller förhåller sig till uppmätta utsläpp, presenteras i Figur 8.

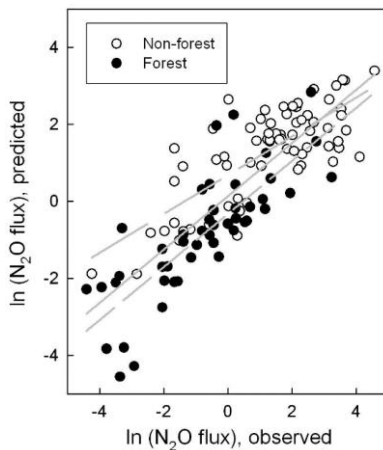
Majoriteten av datan från skog är från svenska och finska skogar, vilket gör den intressant att studera. Den linjära regressionen för skogsmark i Figur 8a,

$$y = 0,69x + 20,33, \quad (10)$$

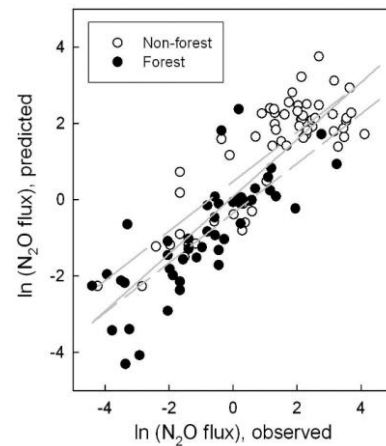
där y är uppskattade och x är observerade N_2O -utsläpp, har $r^2 = 0,63$. Motsvarande regression i Figur 8b,

$$y = 0,65x + 20,35, \quad (11)$$

har även den $r^2 = 0,63$ (Mu et al. 2014).



Figur 8. a) Visar N_2O -utsläpp uppskattade med ekvation 8 mot uppmätta N_2O -utsläpp. Linjerna visar linjära regressioner, där: kort streckad linje – skogsmark, långt streckad linje – icke skogsmark, heldragen linje – skogs- och icke skogsmark (Mu et al. 2014:3). (CC BY 4.0).



b) Visar N_2O -utsläpp uppskattade med ekvation 9 mot uppmätta N_2O -utsläpp. Linjerna visar linjära regressioner, där: kort streckad linje – skogsmark, långt streckad linje – icke skogsmark, heldragen linje – skogs- och icke skogsmark (Mu et al. 2014:3). (CC BY 4.0).

Figur 8 visar tydligt hur icke-skogstorvmarker generellt har högre utsläpp av N_2O än skogstorvmarker, något som modellerna också lyckas uppskatta. Detta antyder att skogsmarkerna i högre utsträckning än övriga marker i datasetet är N-begränsade, vilket är rimligt då tidigare forskning visat att boreala skogar oftast är N-begränsade, samtidigt som exempelvis tempererade ängsmarker i stället generellt sätt är P-begränsade (Du et al. 2020).

3.2.1.4.2 Grundvattennivå för att uppskatta N₂O-utsläpp från torvmarker

När det kommer till att använda grundvattennivån för att uppskatta utsläpp av N₂O från torvmarker, är forskningen mindre långt kommen. I de flesta artiklar på området noteras ett samband mellan grundvattennivå och N₂O-emissioner (Martikainen et al. 1993; Regina et al. 1996; Dinsmore et al. 2017; Minkkinen et al. 2020), där högre grundvattennivå leder till minskade utsläpp. Detta är väntat, och är varför återvätning av våtmarker leder till minskade N₂O-utsläpp från första början.

Dinsmore et al. (2017) gjorde mätningar på ett våtmarksområde i finska Lappland och noterade enbart försumbara utsläpp av N₂O, och i andra studier har till och med negativa utsläpp av N₂O noterats från odikade finska torvmarker (Martikainen et al. 1993; Regina et al. 1996). Minkkinen et al. (2020) som också har undersökt finska torvmarker, presenterar en ekvation som kan användas både för dränerade, odränerade samt återställda torvmarker, och innehåller både C/N-kvot och grundvattennivå,

$$\text{N}_2\text{O-utsläpp} = (a + b \cdot \text{WT}^2) \cdot e^{-c \cdot \text{C/N-kvot}} + d, \quad (12)$$

där N₂O-utsläpp har enhet g N₂O m⁻² år⁻¹, WT är grundvattennivå i cm, och a, b, c samt d är parametrar, för vilka värden visas i Tabell 10. Här framgår att standardfelet för *a* är väldigt stort, vilket indikerar en risk för att modellen med dessa parametrar inte är särskilt exakt. På grund av detta verkar tidigare presenterade ekvationer mer lämpliga att använda för dikade torvmarker. Däremot är detta den enda ekvationen som går att använda för återställda våtmarker, så om det finns ett behov av att kvantitativt förutspå N₂O-emissioner från dessa marker kan ekvation 12 användas. I många fall verkar det dock vara tillräckligt att antingen försumma utsläpp av N₂O helt, då de är så små (Martikainen et al. 1993; Regina et al. 1996; Dinsmore et al. 2017), eller använda ett litet konstant värde i enlighet med rekommendationer från IPCC (2014).

Tabell 10. Värden på parametrar till ekvation 12, hämtade från Minkkinen et al. (2020).

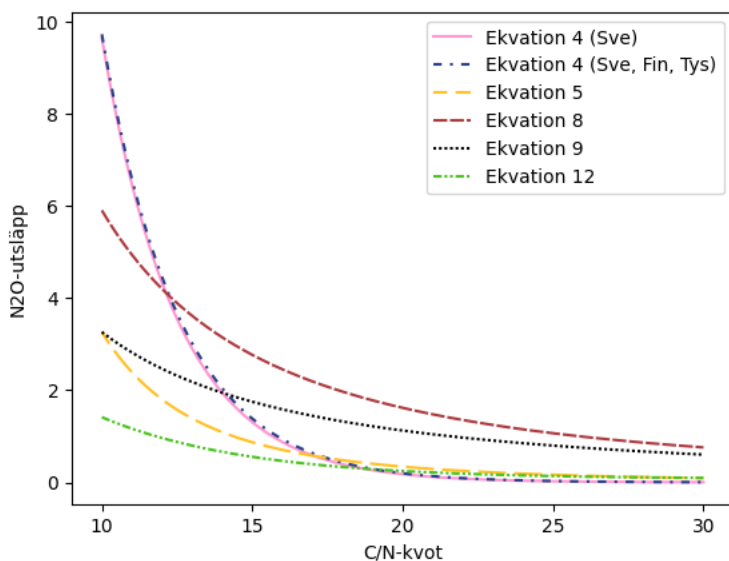
Parameter	Värde	Standardfel
a	0,6787	1,2986
b	0,0090	0,0066
c	0,2056	0,0374
d	0,0742	0,0160

3.2.1.4.3 Jämförelse av olika modeller för N₂O-utsläpp

För att utvärdera modellerna presenterade i ekvation 4, 5, 8, 9 och 12 jämförs dessa genom att plotta N₂O-emissioner mot C/N-kvot, Figur 9. För *R_t* i ekvation 8 och 9 används värdet 12200 kg C ha⁻¹ år⁻¹, vilket är ett medelvärde från 66 dikade finska torvskogsmarker (Ojanen et al. 2010). På samma sätt används WT = -33 cm i ekvation 9 och 10, baserat på mätningar i 65 torvmarker i finska skogar (Minkkinen et al. 2020). Här framgår att skillnaderna ökar ju lägre C/N-kvoten är, troligtvis på grund av att processerna går från att vara begränsade av kvävetillgång till andra faktorer, exempelvis grundvattennivån. Ekvation 4 (Klemedtsson et al. 2005) ger vid låga C/N-kvoter högst uppskattningar, vilket kan antyda att denna modell är dålig

på att förutspå denna effekt. Något som överraskar är hur mycket modellen i ekvation 5 (Ernfors et al. 2007) skiljer sig från ekvation 4, då dessa är baserade på samma ursprungsdata. Ekvation 3 verkar vid lägre C/N-kvoter vara mer lämplig då den bättre stämmer överens med de modeller som också har grundvattennivå som parameter.

Över lag syns det att skillnaderna mellan de olika ekvationerna är relativt stora, vilket visar på stora osäkerheter mellan olika modeller. För bästa uppskattning bör därför C/N-kvot, respiration och grundvattennivå mätas för att kunna jämföra de olika modellerna med varandra.



Figur 9. N_2O -utsläpp ($g N_2O m^{-2} \text{år}^{-1}$) som en funktion av C/N-kvoten beräknad med modellerna presenterade i avsnitt 3.2.1.4.

3.2.2 Fältstudie

3.2.2.1 C/N-kvot

I Tabell 11 listas resultaten från mätningarna av C/N-kvot av jordprover från de fyra olika provplatserna efter analys med Costech ECS 4010. Medelvärdet av C/N-kvoten kan under antagandet att denna var densamma innan återvätning användas för att med ekvation 4 och 5 förutspå utsläppen av N_2O från marken innan restaurering. Dessa resultat presenteras i Tabell 12. Medelvärdet av C/N-kvoten i Nyckelmossen beräknades till 25, vilket är precis där gränsen mellan nettoimmobilisering och nettomineralisering går (Groffman et al. 2021). Dock är osäkerheten för C/N-kvoten stor, vilket troligtvis beror på att enbart fyra prover togs.

N_2O -emissioner försummas efter återställning, och beroende på om ekvation 4 (Klemmedtsson et al. 2005) eller ekvation 5 (Ernfors et al. 2007) används, ges olika uppskattningar på årliga N_2O -utsläpp från mossen innan restaurering, vilket visas i Tabell 12.

Dessa värden på 516 respektive 3470 $kg CO_2$ -ekvivalenter år^{-1} kan vara intetsägande för en icke insatt, men kan ställas i proportion med en flygresa för en person mellan Arlanda och New York, som har utsläpp på cirka 727 $kg CO_2$ -ekv (ICAO 2023). Alltså är skillnaderna mellan de

två ekvationerna procentuellt stora, men det rör sig i sammanhanget om mycket små årliga utsläpp, varpå den absoluta skillnaden är liten.

Tabell 11. Resultat från mätning av C/N-kvot, med medelvärde och 95%-igt konfidensintervall för C/N-kvoten.

Prov	Andel C (%)	C/N-kvot
P1	38,4	24,0
P2	55,6	35,3
P3	51,3	22,3
P4	10,6	18,1
Medelvärde	-	25,0 ± 10,11

Tabell 12. Uppskattade årliga N₂O-utsläpp från Nyckelmossen.

Modell	N ₂ O-utsläpp (kg N ₂ O år ⁻¹)	CO ₂ -ekv (kg CO ₂ år ⁻¹) (100 års perspektiv)
Ekvation 4 (Svensk data)	1,73	516
Ekvation 5	11,6	3470

De två första provplatserna har en högre C/N-kvot, se Tabell 11, och är alltså mindre näringsrik än P3 och P4. Vegetationen på dessa platser skiljde sig mycket åt, i de två första fanns mycket blåbär- och lingonris, medan gräs fanns på de sista två platserna, se Tabell 15. En högre kvävehalt skulle kunna vara en bidragande faktor till att gräs fanns på dessa platser. Det skulle alltså kunna vara möjligt att genom en kvalitativ bedömning av växtligheten avgöra markens näringsinnehåll.

3.2.2.2 Beräkning av kolinlagring

Med ekvation 3 listad under avsnitt 3.2.1.1 kan det totala kolförrådet beräknas för mossen vilket visas i Tabell 13. Som värde på densiteten används 200 kg/m³, vilket är taget från en rapport från SGU (Schonning 2015) där det används som riktvärde för dikade torvmarker. Eftersom Nyckelmossen endast varit restaurerad i tre månader vid provtagningar bedömdes detta vara ett rimligt värde att använda men hänsyn bör tas till att det inte är en exakt representation.

Tabell 13. Beräknad kolinlagring för Nyckelmossen utanför Eskilstuna.

Område	Kolförråd (ton)
P ₁	37 600
P ₂	115 000
P ₃	244 000
P ₄	50 500
Totalt	447 000

Som beräknat ovan blir det totala kolförrådet för hela Nyckelmossen 447 000 ton kol. Detta är dock en grov approximation och skiljer sig troligtvis från det verkliga värdet. Även om metoden i sig kan ge en god uppfattning och tillförlitliga värden saknar detta enskilda fall tillräckligt med data för att kunna ge ett trovärdigt resultat. På grund av utebliven beräknad torr-rå skrymdensitet samt ett fåtal punkter blir representationen för hela torvmarken svag. Även om procentuella kolhalten, angiven i Tabell 11, är tillförlitlig för varje enskilt prov blir det en otillräcklig representation av profilen då endast ett prov per borrhålsplats har analyserats. Ytterligare en felkälla är djupet eftersom spjutets längd underskred torvdjupet vid två tillfällen blir inte heller dessa värden en exakt representation av torvdjupet vilket bidrar till osäkerheter gällande resultatet.

3.2.2.3 Grundvattennivå och markfuktighet

Från resultatet av Boots and Trousers Method kan det utläsas att marken blev alltmer blötare längre avstånd från diket. I Tabell 14 visas resultat från varje gruppledlems gradering på markfuktigheten utifrån Boots and Trousers Method.

Tabell 14. Resultat från Boots and Trousers.

Prov-plats	Person 1	Person 2	Person 3	Person 4	Person 5	Person 6	Typvärde
P1	4	3	3	2	3	2	3
P2	4	3	3	3	3	2	3
P3	6	7	7	7	7	7	7
P4	6	7	7	7	7	7	7

Metoden Boots and Trousers kan kvalitativt bedöma markfuktigheten. Resultaten i Tabell 14 visar på att det är en fungerande metod med en relativt liten standardavvikelse. Metoden är dock endast kvalitativ och ger inga exakta värden, men för att tillämpa metodiken för att uppskatta CO₂-emissionerna räcker det med en kvalitativ uppskattning. Mätning av grundvattennivån gjordes inte under fältstudien, dock kan en kvalitativ bedömning av grundvattennivå göras genom att bedöma markfuktigheten. Genom Boots and Trousers kan grundvattennivån uppskattats vara nära markytan om den uppskattas som en trea eller högre, vilket den enligt medelvärdena i gjordes på tre av provplatserna. Detta medför att CH₄-emissionerna kan uppskattas vara högre på dessa två platser.

Genom att analysera vegetationen på provplatserna kan grundvattennivån också uppskattas. Gran eller tall återfanns på alla mätplatser, se Tabell 15, vilket enligt litteratur indikerar på en låg grundvattennivå, dock enligt Boots and Trousers visades att grundvattennivån var hög på provställen där dessa träd återfanns och enligt Eriksson (u.å.) kunde en höjning av grundvattennivån ses efter återvätningen vilket indikerar på att det bör blivit blötare på Nyckelmossen efter återvätning. Att träd och buskar återfinns på provplatserna trots att

grundvattennivån är hög kan bero på att våtmarken inte varit återvätt under en längre period så vegetationen inte har anpassats till den högre grundvattennivån. För mer precisa uppskattningar av grundvattennivån bör mätningar av den göras.

3.2.2.4 Vegetation

I Tabell 15 visas den observerade vegetationen på varje provplats. Ingen av växterna som var indikatorer på CH₄-emissioner återfanns på platsen. Genom fler studier på CH₄-emissioner och vegetation kan fler växtarter som är indikatorer identifieras.

Tabell 15. Observerad vegetation på samtliga provplatser.

Provplats	Observerad vegetation
P1	Husmossa, tall, gran, björk, blåbär, lingon, ris
P2	Blåbär, vitmossa, tall, gran, björk, skvattram
P3	Pors, vitmossa, gräs eller halvgräs, tall, björk, gran
P4	Pors, vitmossa, gräs eller halvgräs, räffelmossa, tranbär, rosling, björnmossa, vass

3.2.2.5 Torvdjup

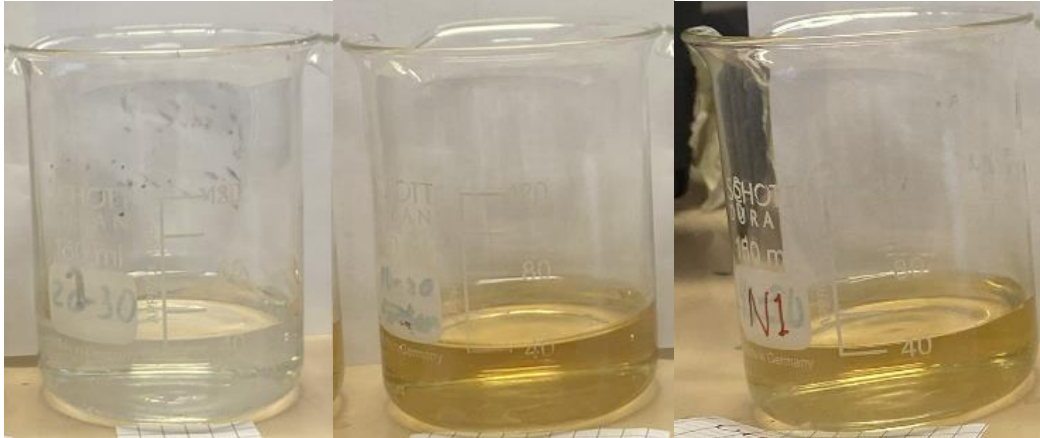
Torvdjupet var mycket större längre bort från diket vilket kan indikera på en större nedbrytning av torven närmare diket. I Tabell 16 visas torvdjupet vid varje provplats. På grund av att spjutet som användes vid mätningen var 136 cm har platser där ett större torvdjup än 136 cm angetts som >136 cm.

Tabell 16. Torvdjup på alla provplatser.

Provplats	Torvdjup [cm]
P1	28
P2	59
P3	> 136
P4	> 136

3.2.2.6 Vattenprov och DOC

I Figur 10 visas vattenproven från diket längst Nyckelmossen. Vattenproverna visade en tydlig förändring i färg i inloppet gentemot utloppet vilket indikerar på en större halt DOC i vattnet efter transport genom Nyckelmossen. Det går inte att säga ifall det blev en större halt DOC i vattnet efter restaureringen eller inte eftersom inga mätningar gjordes innan restaureringen, dock indikerar det på att det transporteras ut DOC från Nyckelmossen.



Figur 10. Vattenprov från flödesvägen längst diket på nyckelmossen. Inlopp längst till vänster och utlopp längst till höger. I mitten visar vattenprov från mitten av diket.

4 Lärdomar av genomförda restaureringar av skogstorvmarker

4.1 Metod

En litteraturstudie gjordes som en del i att svara på frågeställningen om vilka lärdomar som kan dras av genomförda restaureringar av våtmarker. En sökning gjordes 2023-05-03 på Uppsala Universitetsbiblioteks databas (uu.u.se) med sökorden som kan ses i Tabell 17.

Tabell 17. Tabellen visar sökorden som användes som en del i att besvara frågeställning 3.

	Valfritt fält	innehåller	petland* OR wetland*
AND	Valfritt fält	innehåller	restor* OR rewet*
AND	Valfritt fält	innehåller	bog OR fen
AND	Valfritt fält	innehåller	boreal OR temperate

Sex granskade artiklar relevanta för frågeställningen valdes ut där studien gjorts i Skandinavien och Finland.

Ytterligare en metod som användes för att kunna besvara den tredje frågeställningen var genom att intervjua personer med erfarenhet och kunskap inom området. Dessa var Ellen Hultman som arbetar på Länsstyrelsen i Östergötland och har fyra års erfarenhet av att restaurera våtmarker i naturreservat och i Natura 2000-områden, Lisa Tenning som är tidigare projektledare för ”Life to ad(d)mire”, ett EU-finansierat projekt av EU:s Life program samt Magnus Boström² som arbetar som skogskonsulent på Skogsstyrelsen och har sedan två år tillbaka jobbat med ett uppdrag av regeringen och Naturvårdsverket, för att bevara dikade torvmarker. Frågorna besvarades muntligt av Hultman och Boström över telefon och skriftligt av Tenning. Se frågorna i bilaga 1.

4.2 Resultat och diskussion

4.2.1 Litteraturstudie

Studier har visat att restaureringar av dikade skogstorvmarker höjer grundvattennivån till en nivå likt odikade torvmarker av liknande typ (Jauhainen et al. 2002; Menberu et al. 2016). Menberu et al. (2016) studerade hydrologin efter restaurering av 24 dikade boreala torvmarker i Finland vilket visade på att majoriteten av de restaurerade torvmarkerna kom upp i samma grundvattennivå-höjning och variation i grundvattennivå i landskapet jämfört med 19 odikade kontroll-torvmarker. De undersökta torvmarkerna var från både syd-boreala och nord-boreala klimat och täckte de huvudsakliga torvmarkstyperna i Finland. Restaureringarna gjordes genom att fylla igen dikena med torv från området samt bygga torvvallar med stockar och torv från området. Mellanrummet mellan vallarna var 30–50 m beroende på lutningen på torvmarken och

² Magnus Boström, Skogskonsulent, Skogsstyrelsen Sörmland-Örebros distrikt, muntlig intervju: 2023-05-08

mängden vatten i diken. Potentiella orsaker till att inte alla torvmarker kom upp i en gynnsam grundvattennivå var att alla diken inte kunde däckas på grund av risken att översvämma närliggande skogsmarker eller att de gjorda vallarna inte höll helt tätt. En stabil grundvattennivå är en avgörande parameter för att få tillbaka växtligheten som var innan och ekosystemfunktionalitet även om ackumuleringen av torv tar många år (Menberu et al. 2016).

På samma provplatser gjordes även en studie på mätning av P_{tot} , N_{tot} och DOC i porvattnet på de restaurerade torvmarkerna (Menberu et al. 2017). Det första året efter restaureringen ökade P_{tot} , N_{tot} och DOC i porvattnet men visade på en nedåtgående trend därefter jämfört med kontroll-platserna. Värdena var dock mindre än på dikade områden. De högsta värdena sågs i granmyrar följt av kärr och tallmyrar. En högre temperatur i luften ökade koncentrationen av alla parametrar medan marktemperaturen endast hade effekt på P_{tot} . Resultatet av den observerade minskningen av näring i utflödet indikerar på att näringen i utflödet också minskar med tiden (Menberu et al. 2017). En annan studie gjord i Finland på två stycken restaurerade våtmarker, en sumpskog och en tallmosse, visade en ökning av P, N och DOC i de första åren efter restaurering i avrinnande vatten jämfört med innan restaurering (Räsänen et al. 2018).

Menberu et al. (2017) föreslår att genomföra restaureringen så att de förhållanden som rådde innan diktningen ska efterliknas så väl det går. Att plantera vitmossa (*Sphangnum*) på diket eller sprida torv på diken från omgivande mark kan underlätta att växterna sprider sig. Att leda vatten från utflödet till ett mellandike kan minska avrinningen av P, N och DOC till nedströms vattendrag. Torvmarker som översvämmas vid restaurering hade en högre mängd näringsämnen och DOC i porvattnet än restaureringar som inte höjde vattenytan lika mycket (Menberu et al. 2017).

Tiden efter nedbrytningen spelar roll för återetableringen av signalarter på torvmarker (Mälson et al. 2007) samt graden av nedbrytningen och avståndet från diket (Kareksela et al. 2015). En studie som gjordes i Gästrikland av Mälson et al. (2007) visade på att en större artrikedom kunde ses efter fyra år efter restaureringen av ett rikkärr. Detta genom att däckas igen diket på fyra olika ställen med stockar och torv- samt mineraljord från platsen. Restaureringen visade på återinförande av ursprungliga arter som rikkärrsmossor och halvgräs men senare en ändring till mer homogen växtlighet då dominanta arter som blåtåtel, björkar och buskar ökade i förekomst och utbredning (Mälson et al. 2007).

4.2.2 Intervjuer

Hultman³ berättar att deras mål med att restaurera våtmarker är att uppnå bevarandestatus och bevara värdefulla arter eller naturtyper i området. De använder sig av olika metoder för att restaurera, med tanke på att både förhindra utsläpp av kol och för att bevara den biologiska mångfalden. Beroende på hur vegetationen och miljön i det önskade området ser ut spelar en stor roll för vilken metod som används. Syftet är även att alltid efterlikna hur hydrologin såg ut innan torvmarkerna började att dikas. De kollar därför på äldre kartor och flygbilder innan de

³ Ellen Hultman, Naturvårdshandläggare, Länsstyrelsen Östergötland, muntlig intervju: 2023-05-04

börjar återväta. Hultman fortsätter med att tala om att områden som tas beslut om att återvätas bör ha en viss omfattning för att det ska vara kostnadseffektivt och göra naturvårdsnytta i förhållande till insatsen. Ännu en viktig aspekt vid återvätning är att det ska vara genomförbart att ta sig fram med maskiner. Processen förenklas dessutom om det är möjligt att genomföra åtgärder utan att påverka områden utanför naturreservatet. Då marken utanför kan ägas av bland annat privatpersoner vilket kräver ytterligare tillstånd.

Förbättringsområden som Hultman belyser är att det behövs fler som har kunskap och vill jobba med maskiner då det är en stor del av arbetet att kunna ta sig fram till dikena som ska återvätas. Det är även viktigt att få tillstånd att hugga ner träd på den dikade torvmarken, eftersom de har en stor betydelse för att hydrologin som var innan ska kunna återställas och det underlättar även arbetet med restaureringen.

Vikten av hydrologin belystes även av Lisa Tenning⁴. Vid större dikade våtmarker i skogsmark skriver Tenning att hydrologin genererar utmaningar när det kommer till myrens egenskaper och brist på torvbanker som kan återfylla diken samt placering av stockar som kan användas till att köra maskiner på. Tenning menar därför på att en specifik plan för återställningen av varje våtmark behövs där planeringen baseras bland annat på hur landskapet ser ut, var vattnet naturligt leds, tillgängligheten till de områden som ska restaureras och torvdjup samt när diket grävdes. Tenning diskuterade även att insats i relation till åverkan bör tas hänsyn till vid restaurering av en torvmark. Om påverkan på den biologiska mångfalden skiljer sig åt vid olika metoder för återvätning skriver Tenning att det tar olika lång tid för myren att återhämta sig till full kapacitet beroende på metod men också beroende på diketets ålder. Detta på grund av att ju längre diket har avvattnat desto mer har myren hunnit sjunka ihop. Tenning skriver om förbättringsområden där hon förklarar att när de läser terrängen och tyder vart vattnet har funnits tidigare och vart det kommer att ledas om de återväter marken är mycket avancerat. Detta eftersom det tar tid att tyda hydrologin och naturen genom landskapsbilder.

Magnus Boström⁵ arbetar med att hjälpa privatpersoner i Södermanland med att återväta privatägda marker, med syfte att minska växthusgasutsläpp. Effekterna på klimatet av detta arbete är svåra att bedöma på grund av den korta tiden som gått sedan uppdraget startade. Problem som kan uppstå är dyra markpriser och privata ägare som inte är villiga att samarbeta. Slutligen besvarar även Boström på förbättringsområden gällande restaurering där han vill se ett större folkintresse med hjälp av bland annat reklam för att få ett större engagemang.

Användning av intervjuer som en av metoderna för att besvara tredje frågeställningen har bidragit till osäkerheter. Val av frågor samt antalet intervjuade personer är exempel på förbättringar för att få ett mer tillförlitligt resultat. För att minska risken att gå miste om information hade frågorna därför kunnat utvecklas och anpassats efter varje persons arbetsområde. Även fler frågor hade minskat denna risk samt bidragit till fler synvinklar inom

⁴ Lisa Tenning, tidigare Projektledare ”Life to ad(d)mire”, Trafikverket, skriftlig intervju: 2023-05-03

⁵ Magnus Boström, Skogskonsulent, Skogsstyrelsen Sörmland-Örebros distrikt, muntlig intervju: 2023-05-08

området. Informationen från intervjuerna är inte granskade vilket bidrar till ytterligare en osäkerhet, trovärdigheten måste därför tas i beaktan.

4.2.1 Sammanfattning av lärdomar från genomförda restaureringar

Från litteraturstudien och intervjuerna gjorda i studien tas olika lärdomar upp inom återvätning. I Sverige görs en satsning av återvätningar i syfte att minska växthusgasutsläpp och öka inlagringen av kol. Dock är det för tidigt att dra slutsatser om påverkningen på inlagringen av kol på grund av att det tar flera hundra år innan man ser effekterna. De lärdomar som i dagsläget kan dras är att vikten av återställning av torvmarkens grundvattennivå är oundgänglig både för att minska utsläpp av växthusgaser, inlagring av kol samt återinförandet av myrmarkens signalarter. En kartläggning av hydrologin är därför viktig för att veta var dämnet ska placeras samt vilken metod för återvätningen som ska användas.

Det är svårt att bedöma vilka lärdomar som kan dras av tidigare genomförda restaureringar av våtmarker med avseende på utsläpp av växthusgaser och inlagring av kol i relation till den biologiska mångfalden. Vid återvätning eftersträvas det att de förhållandena som rådde innan restaureringen ska uppnås vilket gynnar den biologiska mångfalden som fanns innan diktningen. Dock tar det tid för växter att etablera sig på nytt och för ekosystemfunktioner att starta igång. Projekten som de intervjuade arbetar eller har arbetat inom har olika huvudsyften när det kommer till återvätning av skogstorvmarker. En del av projekten har huvudsyftet att både förhindra utsläpp av växthusgaser och bevara den biologiska mångfalden medan andra endast återväter med tanke på det ena eller det andra. Vad alla dock har gemensamt är att processen att återväta skogstorvmarken är tidskrävande på grund av de tillstånd som krävs, planering samt utförande. Vald metod beror på förutsättningarna i området, vad det finns för material runt om diket och hur smidigt det är att transportera utrustning till det aktuella området. Metoder som har använts har hittills visat framgång men eftersom det, som tidigare nämnt, tar flera år innan effekter ses kommer en uppföljning gällande resultatet av restaurering behövas göras i framtiden.

5 Allmän diskussion

5.1 Osäkerhetsanalys och utvecklingsområden

Litteraturstudie som metod har medfört en del osäkerheter i resultaten. Beroende på vilken sökmotor, sökord och avgränsningar som användes vid sökningen kan viktig information utelämnats. Att exempelvis enbart Skandinavien och Finland inkluderats i sökningarna kan ha gjort att relevant forskning i andra länder missades. Värt att nämna är att det är ett relativt nytt forskningsområde med en begränsad mängd forskning inom vissa ämnen vilket gör att vissa av resultaten får en viss osäkerhet.

För ett mer tillförlitligt resultat från fältstudien hade fler mätpunkter kunnat tagits för bättre representation av området. Grundvattennivån, marktemperaturen, volym av ett intakt torvprov är exempel på mätningar som skulle kunna ha utförts. Detta för att på ett mer utförligt sätt kunna bepröva metodiken som tagits fram ur litteraturstudien. En mer omfattande metod för bestämning av vegetationen hade kunnat utvecklas, exempelvis genom att identifiera vegetationen inom en viss area. Detta för att kunna jämföra olika platser och identifiera arter kopplade till utsläpp av växthusgaser. Vid vidare studier hade det varit givande att göra samma mätningar innan restaurering för att få en bättre uppskattning av vad restaureringen haft för effekt på utsläpp av växthusgaser.

5.2 Slutsatser

För att bestämma vilka parametrar som är viktiga för en skogstorvmarks klimatpåverkan analyserades kolinlagring, CO₂-, CH₄- och N₂O-emissioner genom en litteraturstudie. Utifrån dessa parametrar togs en metodik fram för att uppskatta en skogstorvmarks klimatpåverkan som testades i en fältstudie.

En våtmarks kolinlagring är svår att bestämma exakt, men dess kolförråd kan beräknas. Detta kan göras på olika sätt men gemensamt för alla beräkningarna är att de tar hänsyn till torvens tjocklek, torr-rå skrymdensitet, area och procentuella kolhalt. Beräkningarna har använts i ett flertal olika studier världen över för att approximera totala kolförråd men de är grova uppskattningar och exakta värden är svåra att estimeras. Även komplexa modeller som tar hänsyn till många fler parametrar har konstruerats för att utföra beräkningar på torvmarker. Dock innehåller även dessa betydligt mer komplicerade modeller osäkerheter. Metodiken för att uppskatta kolförråd testades på Nyckelmossen, och kolförrådet uppskattades till 447 000 ton.

N₂O-utsläpp från dikade torvmarker går också att kvantifiera. Mellan C/N-kvot och N₂O-emissioner har starka negativa korrelationer påvisats, och i vissa ekvationer inkluderas även grundvattennivån med en negativ korrelation och respiration med positiv korrelation. Osäkerheterna verkar dock vid uppskattning av N₂O vara stora. För odikade och återställda torvmarker kan N₂O-emissioner försummas. Ekvationer för att beräkna N₂O-emissioner applicerades på Nyckelmossen, och N₂O-utsläppen innan dikning uppskattades till 516 – 3470 kg CO₂-ekv år⁻¹.

Utsläpp av CO₂ samt CH₄ är mycket svåra att kvantifiera, och i stället togs förslag fram på hur dessa kvalitativt kan förutspås utifrån dess parametrar. För CO₂-emissionerna är det markrespirationen som står för de största utsläppen. I denna studie har fyra parametrar identifierats som har en påverkan på CO₂-emissionerna. För marktemperatur, näringsinnehåll samt markfuktighet har en positiv korrelation med CO₂-emissionerna påvisats och för vattennivån har en negativ korrelation påvisats. Positiva korrelationer påvisades mellan grundvattennivå samt temperatur och CH₄-emissioner. Vissa växter är indikatorer på höga CH₄-emissioner. Metodiken för att uppskatta CO₂- och CH₄-utsläpp testades på Nyckelmossen, och skillnader mellan utsläpp från olika platser inom mossen kunde uppskattas, även om mossens totala CO₂- och CH₄ utsläpp inte kunde utvärderas.

Utifrån intervjuer och litteratur drogs lärdomar att återställningen av en torvmark är en tidskrävande process med tillståndssökning och planering. Dessutom kan det vara en utmaning att transportera de maskiner som används till området som ska återvätas. Igendämning av diken har visats vara en bra metod för att få tillbaka en gynnsam vattennivå och förlorad biologisk mångfald. Dock har det också visat på en initial ökning av näringsämnen och löst organiskt kol i porvatten och avrinning men en minskning över tid i porvattnet. Efter en återvätning syns vissa effekter snabbt, som att vattenytan höjs, medan exempelvis återetablering av arter samt inlagringen av kol kan ta mycket längre tid. Eftersom återvätning av torvmarker endast utförts i några decennier är det svårt att förutse alla effekter.

6 Referenser

- Audet, J., Johansen, J.R., Andersen, P.M., Baattrup-Pedersen, A., Brask-Jensen, K.M., Elsgaard, L., Kjaergaard, C., Larsen, S.E. & Hoffmann, C.C. (2013). Methane emissions in Danish riparian wetlands: Ecosystem comparison and pursuit of vegetation indexes as predictive tools. *Ecological Indicators*, 34, 548–559. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.016>
- Berg, B. & McLaugherty, C. (2014). *Plant Litter: Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-38821-7>
- Bremner, J.M. (1997). Sources of nitrous oxide in soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49 (1), 7–16. <https://doi.org/10.1023/A:1009798022569>
- Charman, D.J., Beilman, D.W., Blaauw, M., Booth, R.K., Brewer, S., Chambers, F.M., Christen, J.A., Gallego-Sala, A., Harrison, S.P., Hughes, P.D.M., Jackson, S.T., Korhola, A., Mauquoy, D., Mitchell, F.J.G., Prentice, I.C., van der Linden, M., De Vleeschouwer, F., Yu, Z.C., Alm, J., Bauer, I.E., Corish, Y.M.C., Garneau, M., Hohl, V., Huang, Y., Karofeld, E., Le Roux, G., Loisel, J., Moschen, R., Nichols, J.E., Nieminen, T.M., MacDonald, G.M., Phadtare, N.R., Rausch, N., Sillasoo, Ü., Swindles, G.T., Tuittila, E.-S., Ukonmaanaho, L., Väliranta, M., van Bellen, S., van Geel, B., Vitt, D.H. & Zhao, Y. (2013). Climate-related changes in peatland carbon accumulation during the last millennium. *Biogeosciences*, 10 (2), 929–944. <https://doi.org/10.5194/bg-10-929-2013>
- Dinsmore, K.J., Drewer, J., Levy, P.E., George, C., Lohila, A., Aurela, M. & Skiba, U.M. (2017). Growing season CH₄ and N₂O fluxes from a subarctic landscape in northern Finland; from chamber to landscape scale. *Biogeosciences*, 14 (4), 799–815. <https://doi.org/10.5194/bg-14-799-2017>
- Du, E., Terrer, C., Pellegrini, A.F.A., Ahlström, A., Van Lissa, C.J., Zhao, X., Xia, N., Wu, X. & Jackson, R.B. (2020). Global patterns of terrestrial nitrogen and phosphorus limitation. *Nature Geoscience*, 13 (3), 221–226. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0530-4>
- Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I. & Simonsson, M. (2011). *Marklära*. 1. uppl. Lund: Studentlitteratur.
- Eriksson, S. (u.å.). *Rapport -återväntning av marker inom Naturreservatet Pilati sjö, Hälleforsnäs*. Storvreta.
- Ernfors, M., von Arnold, K., Stendahl, J., Olsson, M. & Klemedtsson, L. (2007). Nitrous oxide emissions from drained organic forest soils—an up-scaling based on C:N ratios. *Biogeochemistry*, 84 (2), 219–231. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9123-1>
- Gažovič, M., Forbrich, I., Jager, D.F., Kutzbach, L., Wille, C. & Wilmking, M. (2013). Hydrology-driven ecosystem respiration determines the carbon balance of a boreal peatland. *Science of The Total Environment*, 463–464, 675–682. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.077>
- Generó Martí, M. (2017). Microbial Communities in Boreal Peatlands Responses to Climate Change and Nitrogen and Sulfur Depositions.

- Granberg, G., Ottosson-Löfvenius, M., Grip, H., Sundh, I. & Nilsson, M. (2001). Effect of climatic variability from 1980 to 1997 on simulated methane emission from a boreal mixed mire in northern Sweden. *Global Biogeochemical Cycles*, 15 (4), 977–991. <https://doi.org/10.1029/2000GB001356>
- Groffman, P.M., Rosi, E.J. & Fulweiler, R.W. (2021). The Nitrogen Cycle. I: *Fundamentals of Ecosystem Science, Second Edition*. 161–188. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812762-9.00008-3>
- Gunnarsson, U. & Löfroth, M. (2009). *Våtmarksinventeringen: resultat från 25 års inventeringar; nationell slutrapport för våtmarksinventeringen (VMI) i Sverige*. (5925). Stockholm: Naturvårdsverket.
- He, H., Jansson, P.-E., Svensson, M., Meyer, A., Klemedtsson, L. & Kasimir, Å. (2016). Factors controlling Nitrous Oxide emission from a spruce forest ecosystem on drained organic soil, derived using the CoupModel. *Ecological Modelling*, 321, 46–63. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.10.030>
- ICAO (2023). *ICAO Carbon Emissions Calculator*. <https://applications.icao.int/icec/Home/Index> [2023-05-23]
- IPCC (2014). *2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands Methodological Guidance on Lands with Wet and Drained Soils, and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*
- IPCC (2022). *Global Warming of 1.5°C: IPCC Special Report on Impacts of Global Warming of 1.5°C above Pre-industrial Levels in Context of Strengthening Response to Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty*. 1. uppl. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157940>
- Jauhiainen, S., Laiho, R. & Vasander, H. (2002). Ecohydrological and vegetational changes in a restored bog and fen. *Annales Botanici Fennici*, 39 (3), 185–199
- Jordbruksverket (2014). *Utsläpp av växthusgaser från torvmark*. (2014:24). [2023-04-19]
- Järveoja, J., Nilsson, M.B., Gažovič, M., Crill, P.M. & Peichl, M. (2018). Partitioning of the net CO₂ exchange using an automated chamber system reveals plant phenology as key control of production and respiration fluxes in a boreal peatland. *Global Change Biology*, 24 (8), 3436–3451. <https://doi.org/10.1111/gcb.14292>
- Kareksela, S., Haapalehto, T., Juutinen, R., Matilainen, R., Tahvanainen, T. & Kotiaho, J.S. (2015). Fighting carbon loss of degraded peatlands by jump-starting ecosystem functioning with ecological restoration. *Science of The Total Environment*, 537, 268–276. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.094>
- Klemedtsson, 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. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00973.x>
- Korrensalo, A., Alekseychik, P., Hájek, T., Rinne, J., Vesala, T., Mehtätalo, L., Mammarella, I. & Tuittila, E.-S. (2017). Species-specific temporal variation in photosynthesis as a moderator

of peatland carbon sequestration. *Biogeosciences*, 14 (2), 257–269. <https://doi.org/10.5194/bg-14-257-2017>

Lai, D.Y.F. (2009). Methane Dynamics in Northern Peatlands: A Review.

Leppelt, T., Dechow, R., Gebbert, S., Freibauer, A., Lohila, A., Augustin, J., Drösler, M., Fiedler, S., Glatzel, S., Höper, H., Järveoja, J., Lærke, P.E., Maljanen, M., Mander, Ü., Mäkiranta, P., Minkkinen, K., Ojanen, P., Regina, K. & Strömngren, M. (2014). Nitrous oxide emission budgets and land-use-driven hotspots for organic soils in Europe. *Biogeosciences*, 11 (23), 6595–6612. <https://doi.org/10.5194/bg-11-6595-2014>

Lindh, M. (2021). *Metoder för återvätning*. Naturvårdsverket.

Länsstyrelsen i Södermanlands län (2021). *Åtgärdsförslag för restaurering av Nyckelmossen i Stora Fjällsjöns blivande naturreservat, Eskilstuna kommun*. (2021:7)

Löfroth, M. (1991). *Våtmarkerna och deras betydelse*. Solna: Naturvårdsverket. <http://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:1157117/FULLTEXT01.pdf> [2023-05-23]

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. <https://doi.org/10.1038/366051a0>

Menberu, M.W., Marttila, H., Tahvanainen, T., Kotiaho, J.S., Hokkanen, R., Kløve, B. & Ronkanen, A.-K. (2017). Changes in Pore Water Quality After Peatland Restoration: Assessment of a Large-Scale, Replicated Before-After-Control-Impact Study in Finland. *Water Resources Research*, 53 (10), 8327–8343. <https://doi.org/10.1002/2017WR020630>

Menberu, M.W., Tahvanainen, T., Marttila, H., Irannezhad, M., Ronkanen, A.-K., Penttinen, J. & Kløve, B. (2016). Water-table-dependent hydrological changes following peatland forestry drainage and restoration: Analysis of restoration success. *Water Resources Research*, 52 (5), 3742–3760. <https://doi.org/10.1002/2015WR018578>

Minkkinen, K., Laine, J., Shurpali, N.J., Mäkiranta, P., Alm, J. & Penttilä, T. (2007). Heterotrophic soil respiration in forestry-drained peatlands. 115–126

Minkkinen, K., Ojanen, P., Koskinen, M. & Penttilä, T. (2020). Nitrous oxide emissions of undrained, forestry-drained, and rewetted boreal peatlands. *Forest Ecology and Management*, 478, 118494. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118494>

Mu, Z., Huang, A., Ni, J. & Xie, D. (2014). Linking Annual N₂O Emission in Organic Soils to Mineral Nitrogen Input as Estimated by Heterotrophic Respiration and Soil C/N Ratio. Hu, S. (red.) (Hu, S., red.) *PLoS ONE*, 9 (5), e96572. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096572>

Mäkiranta, P., Laiho, R., Fritze, H., Hytönen, J., Laine, J. & Minkkinen, K. (2009). Indirect regulation of heterotrophic peat soil respiration by water level via microbial community structure and temperature sensitivity. *Soil Biology and Biochemistry*, 41 (4), 695–703. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.01.004>

Mäkiranta, P., Minkkinen, K., Hytönen, J. & Laine, J. (2008). Factors causing temporal and spatial variation in heterotrophic and rhizospheric components of soil respiration in afforested

- organic soil croplands in Finland. *Soil Biology and Biochemistry*, 40 (7), 1592–1600. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.01.009>
- Mälson, K., Backéus, I. & Rydin, H. (2007). Long-term effects of drainage and initial effects of hydrological restoration on rich fen vegetation. *Applied Vegetation Science*, 11 (1), 99–106. <https://doi.org/10.3170/2007-7-18329>
- Nationalencyklopedin (u.å.a). cellandning. *Nationalencyklopedin*. <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/enkel/cellandning> [2023-04-12]
- Nationalencyklopedin (u.å.b). destruent. *Nationalencyklopedin*. <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/destruent> [2023-04-20]
- Nationalencyklopedin (u.å.c). kol-fjorton-datering - Uppslagsverk - NE.se. <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/kol-fjorton-datering> [2023-05-30]
- Nationalencyklopedin (u.å.d). nedbrytning. *Nationalencyklopedin*. <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/nedbrytning> [2023-04-20]
- Naturvårdsverket (2023). *Våtmarker och klimat*. <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/vatmark/vatmarker-och-klimat/> [2023-04-19]
- Nykänen, H., Rissanen, A.J., Turunen, J., Tahvanainen, T. & Simola, H. (2020). Carbon storage change and $\delta^{13}\text{C}$ transitions of peat columns in a partially forestry-drained boreal bog. *Plant and Soil*, 447 (1–2), 365–378. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04375-5>
- Ojanen, P., Minkkinen, K., Alm, J. & Penttilä, T. (2010). Soil–atmosphere CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in boreal forestry-drained peatlands. *Forest Ecology and Management*, 260 (3), 411–421. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.04.036>
- Paulsson, K. (2015). Restaurering av en värdefull naturtyp MYREN - erfarenheter från projektet Life to ad(d)mire. Jönköpings län: Länsstyrelserna Dalarna, Jämtland, Jönköping, Kronoberg, Skåne, Västernorrland, Östergötland. [https://www.lansstyrelsen.se/download/18.4adf753a1791c8ec4551975b/1621944624380/Restaurering%20av%20en%20värdefull%20naturtyp%20MYREN%20-%20Erfarenheter%20från%20Projektet%20Life%20to%20ad\(d\)mire.pdf](https://www.lansstyrelsen.se/download/18.4adf753a1791c8ec4551975b/1621944624380/Restaurering%20av%20en%20värdefull%20naturtyp%20MYREN%20-%20Erfarenheter%20från%20Projektet%20Life%20to%20ad(d)mire.pdf) [2023-04-20]
- Pitkänen, A., Turunen, J., Tahvanainen, T. & Simola, H. (2013). Carbon storage change in a partially forestry-drained boreal mire determined through peat column inventories. 18
- Qiu, C., Zhu, D., Ciais, P., Guenet, B., Peng, S., Krinner, G., Tootchi, A., Ducharne, A. & Hastie, A. (2019). Modelling northern peatland area and carbon dynamics since the Holocene with the ORCHIDEE-PEAT land surface model (SVN r5488). *Geoscientific Model Development*, 12 (7), 2961–2982. <https://doi.org/10.5194/gmd-12-2961-2019>
- Regina, K., Nykänen, H., Silvola, J. & Martikainen, P.J. (1996). Fluxes of nitrous oxide from boreal peatlands as affected by peatland type, water table level and nitrification capacity. *Biogeochemistry*, 35 (3), 401–418. <https://doi.org/10.1007/BF02183033>
- Rewcastle, K.E., Moore, J.A.M., Henning, J.A., Mayes, M.A., Patterson, C.M., Wang, G., Metcalfe, D.B. & Classen, A.T. (2020). Investigating drivers of microbial activity and respiration in a forested bog. *Pedosphere*, 30 (1), 135–145. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(19\)60841-6](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(19)60841-6)

- Rinne, J., Tuittila, E.-S., Peltola, O., Li, X., Raivonen, M., Alekseychik, P., Haapanala, S., Pihlatie, M., Aurela, M., Mammarella, I. & Vesala, T. (2018). Temporal Variation of Ecosystem Scale Methane Emission From a Boreal Fen in Relation to Temperature, Water Table Position, and Carbon Dioxide Fluxes. *Global Biogeochemical Cycles*, 32 (7), 1087–1106. <https://doi.org/10.1029/2017GB005747>
- Rydin, H. & Jeglum, J.K. (2013). *The biology of peatlands*. 2:a. uppl. Oxford: Oxford University Press. <https://academic.oup.com/book/5054/chapter/147585063?login=true#274410446> [2023-04-25]
- 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 (2), 20. <https://doi.org/10.1007/s00027-018-0569-0>
- Schonning, K. (2014). *Torvtillväxt och kolackumulation hos unga torvmarker i Uppland*. (2014:35)
- Schonning, K. (2015). Förändringar i torvegenskaper, markanvändning och vegetation hos södra och mellersta Sveriges torvmarker.
- SGU (2020). *Torv – från sjö till torvmark*. <https://www.sgu.se/om-geologi/jord/fran-istid-till-nutid/erosion-och-igenvaxning/torv-fran-sjo-till-torvmark/> [2023-05-23]
- Simola, H., Pitkänen, A. & Turunen, J. (2012). Carbon loss in drained forestry peatlands in Finland, estimated by re-sampling peatlands surveyed in the 1980s. *European Journal of Soil Science*, 63 (6), 798–807. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2012.01499.x>
- Skogsstyrelsen (2021). Klimatpåverkan från dikad torvtäckt skogsmark – effekter av dikesunderhåll och återvätning.
- Tolonen, K. & Turunen, J. (1996). Accumulation rates of carbon in mires in Finland and implications for climate change. *The Holocene*, 6 (2), 171–178. <https://doi.org/10.1177/095968369600600204>
- Turetsky, M.R., Kotowska, A., Bubier, J., Dise, N.B., Crill, P., Hornibrook, E.R.C., Minkinen, K., Moore, T.R., Myers-Smith, I.H., Nykänen, H., Olefeldt, D., Rinne, J., Saarnio, S., Shurpali, N., Tuittila, E.-S., Waddington, J.M., White, J.R., Wickland, K.P. & Wilmking, M. (2014). A synthesis of methane emissions from 71 northern, temperate, and subtropical wetlands. *Global Change Biology*, 20 (7), 2183–2197. <https://doi.org/10.1111/gcb.12580>
- Turunen, J., Tomppo, E., Tolonen, K. & Reinikainen, A. (2002). Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland—application to boreal and subarctic regions. *The Holocene*, 12 (1), 69–80. <https://doi.org/10.1191/0959683602h1522rp>
- Urbanová, Z., Bárta, J. & Pícek, T. (2013). Methane Emissions and Methanogenic Archaea on Pristine, Drained and Restored Mountain Peatlands, Central Europe. *Ecosystems*, 16 (4), 664–677. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9637-4>
- Zauft, M., Fell, H., Glaßer, F., Roszkopf, N. & Zeitz, J. (2010). Carbon storage in the peatlands of Mecklenburg-Western Pomerania, north-east Germany.

7 Bilagor

Bilaga 1. Frågor till intervjun.

- Vad arbetar du med idag?
- Vad har du för erfarenhet kring våtmarker och restaurering av våtmarker på torvmark i skogslandskap?
- Har ni olika metoder för återvätning beroende på syfte för landskapet (minska växthusgasutsläpp och gynna inlagring av kol eller gynna den biologiska mångfalden)?
- Vilka kriterier ska vara uppfyllda för att återväta en torvmark?
- Vilka effekter har du sett på landskapet efter återvätning beroende på tillvägagångssätt för återvätningen?
- Skiljer sig påverkan på den biologiska mångfalden vid olika metoder av återvätning?
- Finns det några förbättringsområden vad gäller restaurering som ni kommit fram till efter restaureringsprojekt av våtmarker i skogstorvmarker?