Förvaltning av torvtäckt skogsmark med avseende på klimat och naturvärden

Slutrapport 2015-06-30

Johnny de Jong, Magnus Brandel, Åsa Erlandsson,
Sabine Jordan, Kristina Lundberg, Mats Olsson,
Claes Rülcker, Henrik von Stedingk

Innehåll

1. Sammanfattning 5
2. Inledning – bakgrund och projektets mål 11
3. Bedömning av naturvärden 15
3.1 Begreppet naturvärde 15
3.2 Faktorer som bidrar till höga naturvärden 17
4 Metodik - Naturvärden 20
4.1 Definition av naturvärde 20
4.2 Studieområde 21
4.3 Landskapsanalys 22
4.4 Naturvärdesbiotoper 23
4.5 Validering av modellen 27
4.6 Konnektiviteten av öppna myrar och sumpskog på andra torvmarker i Småland 28
5 Metodik - Växthusgaser 29
6. Resultat 33
6.1 Naturvärdesbedömning av myrarna i studieområdet 33
6.2 Flöden av växthusgaser 40
7. Förvaltning av torvtäckt skogsmark ur ett nationellt perspektiv 54
7.1 Inledning 54
7.2 Nationell förvaltning av dikad torvmark med avseende på naturvärden 59
7.3 Nationell förvaltning av dikad torvmark utifrån växthusgasemissioner 65
8. Behov och tillämpning – prövning av torvtäktsärenden 73
8. 1 Angreppssätt 73
8.2 Krav på underlag vid prövning en enligt MB 73
8.3 Riktlinjer som gäller för prövning av torvtäkt enligt det energipolitiska beslutet år 2009 och regeringens miljömål 74
8.4 Tillämpning av kunskap vi genererar i projektet vid tillståndsprövning enligt MB 77
8.5 Konsekvenser för prövningen enligt MB mot bakgrund av den kunskap som framkommit i projektet 79
9. Diskussion 80
9.1 Bedömning av naturvärden 80
9.2 Bedömning av klimatpåverkan 83
9.3 Sammanvägning av naturvård och klimat 85

9.4 Konsekvenser på nationell nivå 85
9.5 Hur blir modellen tillämpbar? 87
10. Slutsatser 88
11. Tack 89
12. Referenser 89
Bilaga 1 97
Bilaga 2 100
Bilaga 3 103

1. Sammanfattning

Dränerad, trädbevuxen torvmark är områden som tidigare oftast har brukats i någon form, men där den fortsatta förvaltningen inte alls är självklar. Det är ofta för blött för skogsbruk, det är ofta för påverkat för att hysa höga naturvärden, det är svårframkomligt och de sociala värdena är låga. Betydelsen som slåttermarker har upphört för länge sedan. På senare tid har klimatfrågan blivit alltmer aktuell, och det har blivit tydligt att de dränerade torvmarkerna ibland tillför höga nivåer av växthusgaser till atmosfären. Förutom ovan nämnda intressen finns det dessutom ett behov av torvbruk. Torven behövs bl.a. som jordförbättringsmedel och som ett komplement till trädbränsle för energiändamål. Torvnäringen vill alltså nyttja marker som vi under lång tid visat ganska lite intresse för. De trädbevuxna torvmarkerna är dock inte ointressanta. För naturvården utgör de ofta ett värdefullt avbrott i ett skogsproduktionslandskap, men även för sociala värden och för skogsproduktion kan det finnas en utvecklingspotential. Därmed tydliggörs också behovet av att kunna värdera torvmarkerna för att bedöma var torvbruk eller annan markanvändning bör bedrivas, eller kan accepteras. Naturvårdsverket har publicerat en prövningsvägledning som syftar till att bidra till bättre lokalisering av torvtäkter. Riktlinjerna för naturvärdes-bedömningen baseras till stor del på resultaten från våtmarksinventeringen (VMI), och man menar att våtmarker med hög naturvärdesklassning enligt VMI huvudsakligen bör undantas från torvbruk. Områden med lägre naturvärdesklassning enligt VMI, kan komma ifråga för torvbruk, men det måste prövas i varje enskilt fall. Klimatfrågan väger dock inte särskilt tungt i denna prövning, och hur naturvärdesprövningen ska gå till på marker som fått låga värden enligt VMI specificeras inte i detalj. I den här studien presenterar vi en modell för hur klimataspekterna kan vägas in i bedömningen, och hur naturvärdesbedömningen kan göras på ett säkert och transparant sätt utan ökade kostnader.

Syftet med naturvärdesdelen i projektet var att få fram en metod för naturvärdesbedömning, som är användbar både för myndigheter och näring, och som ger information om torvmarkernas relativa naturvärde i ett landskapsperspektiv. Metoden baseras helt på data som finns tillgängliga i databaser, flygbildstolkning och analysprogram, och inkluderar inte primärt fältarbete. Resultatet ska i princip kunna ge vägledning om vilka

torvmarker som kan utvecklas för naturvård, respektive vilka som kan brukas genom t.ex. torvbruk eller skogsbruk, men det kan också ge information om vilka data som kan behöva kompletteras i fält för en mer säker bedömning. Målet är att det ska finnas en samsyn kring vad som är naturvärden, vad som behöver bedömas, och hur resultatet ska tolkas. Därför behövs ett gemensamt verktyg som inte bara tar hänsyn till objektsbaserade befintliga värden, utan också landskapsövergripande potentiella värden.

Metoden är enkel och kan i princip tillämpas av alla med grundläggande GIS kompetens. Kortfattat ingår följande moment: 1. Avgränsning av ett landskapsområde i anslutning till aktuella torvmarker, 2. Insamling av nätbaserade data (länsstyrelsen, skogsstyrelsen, SGU, SLU m.fl.), 3. Flygbildstolkning och identifiering och digitalisering av naturvårdsintressanta biotoper, 4. Landskapsanalys med hjälp av GIS och FRAGSTAT (ett gratisprogram för landskapsekologiska analyser), 5. Rankning av torvmarker. Viktiga nätbaserade data är t.ex. våtmarksinventeringen (VMI), nyckelbiotopsinventeringen, sumpskogsinventeringen, övriga naturvärdesinventeringar (t.ex. av rödlistade arter, gammelträd etc.), artportalen, kNN-data över skogens tillstånd mm. Naturvårdsintressanta biotoper är sådana miljöer som inte regelmässigt är intensivt brukade. Oftast domineras landskapet av skogs- och jordbruk, medan naturvårdsintressanta biotoper ligger som små fragment, utspridda på platser som av olika anledningar inte gått att bruka. Det kan t.ex. vara nyckelbiotoper, äldre skogar, lövrika skogar, sumpskogar, ängs- och hagmarker, myrmarker, impediment, vattendrag och sjöar. Alla dessa miljöer går i princip att kartlägga med IR-flygbilder. Ju större inslag av sådana miljöer, desto större sannolikhet att landskapet hyser naturvärden, eller har potential att utveckla naturvärden.

För en rik mångfald av olika organismer, och därmed höga naturvärden med avseende på biologisk mångfald, krävs två grundläggande faktorer. Det måste finnas livsmiljöer för olika arter, dvs. en rik mångfald av biotoper och substrat (t.ex. död ved) där organismerna finner mat, skydd, reproduktionsmöjligheter mm, och organismerna måste kunna sprida sig i landskapet. Det senare är inget problem om arternas biotoparealer är stora eller sammanhängande, men om de förekommer mer fragmentariskt, som är normalfallet i dagens brukade landskap, så har det stor betydelse hur olika miljöer är placerade i förhållande till varandra (små, isolerade biotoper betyder små populationer, och små populationer har hög utdöenderisk). Biotoper som ligger nära varandra, och som olika

organismer kan sprida sig mellan har hög konnektivitet (goda spridningsförhållanden). Biotoper som ligger långt ifrån varandra har låg konnektivitet. Idag har begreppet grön infrastruktur blivit populärt. Det betyder just att värdefulla miljöer ligger på ett sådant sätt att organismer kan röra sig i mellan.

Med hjälp av kartläggning av biotopsammansättning och konnektivitet ges möjlighet att snabbt (ett landskap på 1000 ha tar ca 4 timmar att analysera) bedöma lämplig markanvändning på ett naturvårdsbiologisk relevant sätt, samt att kunna göra en mer exakt bedömning av vilka fältinventeringar som kan behövas.

Förvaltningen av torvmarker påverkar i hög grad flödet av växthusgaser. Vilken påverkan olika skötselalternativ har för upptag och emission av växthusgaser är därför relevant för bedömningen av lämplig förvaltning. Vi har gjort en bedömning av hur balansen varierar med ståndortsegenskaperna baserat på en litteratursammanställning av vetenskaplig litteratur rörande flöden av växthusgaser. Enbart studier som var baserade på ”dark chamber teknik” samt var utförda i boreala system beaktades. Cirka 30 vetenskapliga publikationer uppfyllde dessa kriterier. Flödena är baserade på grundvattenyta och näringstillgång. Resultaten åskådliggörs i form av en matris där medelvattengrundytan under året utgör en axel och näringstillgången den andra. Klassindelningen i matrisen anpassades delvis efter den ståndortsbeskrivning som tillämpas vid den nationella riksinventeringen av skog i avsikt att öka tillgången på nationella data. Matriser presenteras för emissioner av metan (CH_4), dikväveoxid (N_2O) och koldioxid (CO_2) från torv, samt upptag av (CO_2) i trädbiomassa vid förväntad skoglig tillväxt för respektive kombination av grundvattenyta och näringstillgång. Summan av de olika växthusgaserna uttrycktes som koldioxidekvivalenter varvid omräkningsfaktorn (GWP_{100}) 34 användes för CH_4 och 298 för N_2O (Myhre et al. 2013).

Resultaten visar att metan på blöta marker (0-30 cm) är den mest betydelsefulla växthusgasen. Dock kan torvackumulering verka som en CO_2 sänka och därigenom åtminstone delvis kompensera för metanavgången. På dränerade torvmarker (torrare mark, grundvattenyta 30-50 cm och djupare) överväger CO_2 emissioner pga. torvoxidation; här har vi en kolkälla. Vid alla fuktighetsklasser förekommer väsentligt högre emissioner på bättre bördigheter. Vid torrare mark är skillnaderna mellan olika vegetationstyper mindre stor.

Trädens upptag av CO_2 kan långsiktigt till viss del kompensera emissionerna av växthusgaser från torvmarken. Upptaget varierar med grundvattenyta och näringstillgång. Trädens nettoupptag av CO_2 är under en skogsgeneration mycket högt och överstiger i många fall emissionerna från marken. Dock kommer en mycket stor andel av trädens upptag inom några år återgå till atmosfären. Den långsiktiga effekten av skogen ligger i att trä är koldioxidneutralt och kan ersätta fossila bränslen eller energikrävande material och därmed leda till undvikta utsläpp. I ett längre perspektiv kommer därför skogsbruket inte fullt ut kompensera emissionerna från torven.

Olika markanvändningsalternativ diskuteras även utifrån internationella och nationella målsättningar inom naturvård och klimat. De internationella konventioner som i första hand påverkar vårt handlingsutrymme är FNs konventionen om biologisk mångfald (CBD), Våtmarkskonventionen (Ramsarkonventionen), FNs ramkonvention om klimatförändringar, EUs fågeldirektiv, EUs art och habitatdirektiv och EUs Ramdirektiv för vatten. Den svenska riksdagen har även satt upp nationella mål. Hur vi förvaltar torvmarkerna kan påverka måluppfyllelsen för flera av målen, t.ex. Ett rikt växt och djurliv, Myllrande våtmarker, Levande skogar, Levande sjöar och vattendrag och Begränsad klimatpåverkan. De svenska miljökvalitetsmålen återkopplar till stor del till Art- och Habitatdirektivet.

Art- och habitatdirektivet ställer krav på gynnsam bevarandestatus för ett antal definierade våtmarkstyper. Det åligger därför Sverige att utse områden med dessa myr-naturtyper till Natura 2000- områden och förvalta övrig areal så att naturtypen har gynnsam bevarandestatus. Den önskvärda totalarealen, eller den areal som bedöms behövas för gynnsam bevarandestatus, är för de torvbildande myr-naturtyper 4,7 Mha fördelat över Sveriges boreala och kontinentala områden. Uppföljningar visar att det framförallt är kvalitén på de svenska våtmarkerna som behöver förbättras. Arealen våtmark som krävs enligt direktivet är i stort sett uppnådd och behöver endast utökas marginellt, och då specifikt för naturtyperna rikkärr samt för högmossar. Det krävs dock mer utvecklad geografisk information över de av Art- och habitatdirektivet utpekade värdefulla myr-naturtyperna för att på ett klokt sätt kunna använda kunskapen i tillståndsprocesser och välja mest lämplig förvaltning.

Enligt internationell klimatrapportering (LULUCF) ska de årliga kolpoolsförändringarna rapporteras för brukad mark. I denna rapportering ingår Skogsmark, Jordbruksmark, Betesmark, Bebyggd mark, Våtmark och Annan mark där de båda sista anses obrukade. Sverige har valt att betrakta annan mark och våtmark som obrukade kategorier och därför beräknas inga kolförrådsförändringar för dessa, förutom den andel våtmark som används för torvbrytning. En nationell diskussion runt hanteringen av rapportering pågår dock och det är troligt att all markanvändning behöva inkluderas redan till nästa rapportering. Det totala växthusgasflödena för svenska dikade torvmarker uppskattas i detta projekt till storleksordningen 6-14 miljoner ton CO_2ekv per år. Osäkerheterna är dock stora i dessa beräkningar eftersom det finns en bred spridning i emissionsvärdena som presenteras i den vetenskapliga litteraturen. Störst är emissionerna från den näringsrika skogsmarken, vilket framförallt beror på att den dikade torvmarken till största del består av den marktypen. Skogstillväxten på torvmarken binder dock tillfällig in omkring två tredjedelar av dessa växthusgaser till dess att de släpps ut från träprodukter som bryts ned / eldas upp. Myrimpediment, d.v.s. torvmark där virkesproduktion är så låg att den inte klassas som produktiv skogsmark fungerar ofta som kolsänkor eller nettoutbyter mycket lite CO2. Men på grund av den högre liggande grundvattenytan är metangasavgången på myrimpedimenten betydande. Totalt sett i Sverige emitterar myrimpedimenten ca 1-2,5 Mton CO2 ekv per år och upptaget i trädbiomassa är lågt. Samtidigt har impedimenten stor potential till att hysa höga naturvärden. Det finns därför en möjlig målkonflikt för dessa marker men även en potential för restaurering av våtmark, antingen före eller efter torvbruk och så sätt bidra till uppfyllandet av miljökvalitetsmålen. Myrimpedimenten lämpar sig sämre för skogsbruk eftersom de är för blöta.

Metodiken som presenteras i rapporten för bedömning av klimatpåverkan och av naturvärden kan tillämpas vid prövning av torvtäkt inom ramen för det befintliga prövningssystemet, enligt Miljöbalken (MB) och Torvlagen (TorvL). Vår bedömning är att metodiken tydliggör olika våtmarksområdens relativa värde vilket ökar förutsättningar att göra bra konsekvensbeskrivningar, samt att processen blir mer tids- och kostnadseffektiv genom att beslutsavgörande frågor kopplat till prövning enligt Miljöbalken och Torvlagen tidigt blir belysta. Projektet har utvecklats för att kunna bedöma det relativa värdet mellan flera våtmarker, och för att effektivisera fältarbetet. Projektmetodiken blir därmed också ett

komplement till stoppbestämmelsen (MB, 9 kap 6 g §) eftersom ett avgörande skäl till att denna bestämmelse infördes var att det ofta saknades möjligheter att pröva värdet i andra torvmarker. Helt avgörande för tillämpningen är också de krav som myndigheterna ställer på miljökonsekvensbeskrivningarna. Ambitionen i projektet har varit att tydliggöra kraven (t.ex. genom att definiera vad som avses med naturvärde), att få fram en metodik som alla kan tillämpa med koppling till forskningsläget (t.ex. genom att analysera värden på landskapsnivå). För att implementera projektresultatet i myndigheternas riktlinjer krävs dock fortsatt dialog mellan forskning, näring och myndigheter.

2. Inledning – bakgrund och projektets mål

Torv är en rikligt förekommande resurs i Sverige. Det beräknas att ca 6,4 miljoner ha eller ca 25 % av Sveriges landyta är torvmark (> 30cm torv) varav delar idag nyttjas för skogs- och jordbruk. Därutöver finns stora områden med tunna torvtäcken. Torvmark har traditionellt använts för skogsbruk, slåtter, bete, torvtäkt, uppodling mm, men vissa områden har inte gått att bruka. Andelen torvmark med produktiv skog resp myr beror på hur man definierar skogsmark. Internationellt (FAO) definieras skogsmark som mark inom ett sammanhängande område mer än 0,5 ha där träden har en höjd av mer än fem meter och en kronslutenhet av mer än tio procent, eller har förutsättningar att nå denna höjd och kronslutenhet utan produktionshöjande åtgärder. Det svenska nationella begreppet produktiv skogsmark begränsar dock skogsmarken till sådan mark som har en medelproduktion på minst 1 m^3 per ha och år. Lindgren och Lundblad (2014) redovisar i en rapport till SNV totalt 877 000 ha dikad skogsmark baserat på Riksinventeringen av skog och den internationella definitionen, Hånell (2009) uppskattade däremot arealen dikad torvmark med produktiv skog till 746 000 ha baserat på den svenska nationella definitionen.

Med dikad mark avses närvaro av ett dike inom 25 m. Men det finns också produktiv skog på torvmark utan dike inom 25 m. Enligt Hånell (2009) är arealen odikad torvmark med skogsproduktion 0,99 Mha enligt den svenska definitionen av produktiv skogsmark. Detta är dock en viss underskattning jämfört med internationell definition. Omräknat till internationell definition torde detta motsvara 1,21 Mha. Denna omräkning grundar sig på relationen skogsmark enligt svensk definition (23 Mha) och internationell definition (28 Mha), dvs en faktor 1,22 dem emellan (Olsson, 2015). Det kan på goda grunder antas att denna mark på något sätt är påverkad av dränering, även om diken saknas inom 25 m, annars skulle den knappast möjliggöra produktiv skog.

Arealen dikade torvmarker som använts för agrar produktion har av Berglund et al. (2009) uppskattats till 268 000 ha. Till detta kommer 23000 ha gräsmark på torvmark (Lindgren och Lundblad 2014). Utöver detta finns det dikad myr utan skog, åker och gräsmark.

Sammantaget finns i Sverige 2,6 Mha dränerad torvmark. Återstoden av torvmarken, dvs 3,9 Mha får anses opåverkad av dränering. Detta är beräknat med underlag från den internationella definitionen av skogsmark. Om den svenska nationella definitionen tillämpas blir relation istället 2,4 Mha dränerad mark samt 4,1 Mha opåverkad myr.

Kunskaperna om hur vi kan förvalta torvmarken långsiktigt har fått en allt större betydelse för samhället eftersom det visat sig att torvmark har betydande värde bl.a. i form av ekosystemtjänster (klimat, biologisk mångfald, vattenhushållning mm) och torven utgör också en resurs som kan användas till jordförbättring, strö i stall och ladugårdar, energi mm.

I det här projektet förutsatte vi att aktiviteter som torvbruk, skogsbruk, friluftsliv och naturvård även i fortsättningen kommer att tillämpas på olika platser i landskapet. Alla aktiviteter är efterfrågade och behövs, men olika typer av markanvändning gör mer eller mindre skada eller nytta beroende på var de äger rum. Det kan vara mer effektivt att satsa på naturvård där det redan finns potentiella värden, och på skogsbruk där det är mer näringsrikt och redan har bedrivits ett produktionsinriktat skogsbruk. Ytterligare en faktor att beakta är växthusgasemissioner. Dessa varierar avsevärt beroende på var och hur vi använder marken.

Projektets syfte var att utveckla metoder för bedömning av hur den dikade torvmarken – drygt 1.2 milj. ha – kan användas på ett från olika utgångspunkter (växthusgas emission, naturvård, skogsbruk, torvutvinning) nyttigt sätt som överensstämmer med långsiktiga samhälleliga mål. Systemgränserna för projektet är satta till att endast betrakta den markanvändningen för de dikade torvmarkerna. Eventuell förbränning av energitorv eller träråvaror eller emissioner från transporter av torv eller virke inkluderas därför inte. Avsikten var att få fram en metod för tidig överblick och ett underlag som genom jämförelse med olika alternativ kan bedöma nyttan och förenligheten mellan olika alternativa användningar av de dikade torvmarkerna. En viktig del av projektet var inriktat på att utveckla ett beslutsstöd i samband med prövning enligt Miljöbalken och Torvlagen.

Torvmarker med intakt hydrologi lagrar kol (som torv) och utgör därmed sänkor för kol, men kan också vara källor till CH_4emission till atmosfären. Vid avsänkt grundvattenyta får luftens syre tillträde till torven som då oxideras till CO_2 och avgår som växthusgas till atmosfären. Dikväveoxidemissioner är i regel låga från torvmarker med intakt hydrologi.

Växthusgasbalansen för torvmarker bestäms av de relativa flödeshastigheterna för CO_2 upptag och avgång samt av CH_4 och N_2O avgång, men, beroende på väder samt lokala och regionala skillnader i ekologi och hydrologi (särskilt läget på grundvattenytan, Alm et al. 2007), kan CO_2 emissionerna variera mellan torvmarker och mellan år – från sänkor till källor. Sedan torvmarkerna började tillväxa har de både tagit upp och avgivit växthusgaser kontinuerligt. Detta förhållande måste beaktas vid diskussioner rörande betydelsen av torvmarker för den atmosfäriska balansen (Strack 2008). Dessutom, skogbevuxna torvmarker kan ha ett stort upptag av kol i trädbiomassa som delvis kan balansera eller till och med överstiga emissionerna från torvoxidation. Därför är torvmarkernas förvaltning en viktig faktor som inte bara avgör de hydrologiska betingelserna men även växthusgasbalansen.

Projektet var uppdelat i följande fem delar:

1. Metodutveckling, identifiering och kvantifiering av ekosystemtjänster. Denna del var i sin tur uppdelad i två underavdelningar: Inom 1a) utvecklas en metod för jämförelse vad avser biologisk mångfald. Metoden bygger på landskapsanalys där konnektivitet (Lindenmayer & Hobbs 2007) mellan olika värdefulla biotoper har stor betydelse. Avsikten är att snabbt och översiktligt kunna bedöma ett områdes värde och att rangordna olika tänkbara objekt mot varandra och därigenom få fram ett beslutsstöd. Inom 1b) utvecklas ett motsvarande verktyg för att kunna bedöma konsekvenserna av att ta i anspråk en torvmark med avseende på växthusgasemissioner. Det görs genom att bedöma (litteraturstudie) emissioner av växthusgaser för olika kombinationer av ståndortsförhållanden som underlag för att fastställa olika strategier för användning av marken.

Med hjälp av de metoder som projektet tar fram med avseende på biologisk mångfald och klimat kan beslutsfattarna ställa samman möjliga alternativa användningsområden och göra en övergripande sammanvägning. Det kan gälla att bedöma om dessa marker skall lämnas orörda, restaureras utan att man tar bort torv eller prövas för torvbruk enligt Torvlagen och Miljöbalken. I vissa fall kan kompletterande information behöva inhämtas för att göra mer säkra bedömningar. I projektet ingår dock inte att utveckla ett instrument för att *kvantitativt eller kvalitativt väga samman* olika bedömningar utan detta förutsätts myndigheterna göra mot bakgrund av i första hand riksdagens miljömål och Miljöbalkens bestämmelser. En koppling till Miljöbalkens bestämmelser görs i projektets del 3 (se nedan).

2. Nationella perspektiv, mål och strategier syftar till att aggregera underlag rörande biologiskt mångfald och klimat från en lokal och objektsrelaterad nivå till nationell nivå. Härigenom kan man från ett nationellt perspektiv bedöma hur förenliga olika markanvändningsalternativ är med miljömålen för t.ex. *Myllrande våtmarker* och *Begränsad klimatpåverkan.* Denna del av projektet syftar till att fungera stödjande för projektet genom att från ett riksperspektiv kunna spegla valet av alternativ lokal.

3. Behov och tillämpning – miljöprövning och torvtäktsärenden syftar till att vidareutveckla en metodik för att integrera projektet i prövningen enligt Miljöbalken och Torvlagen. Avsikten är att utvidga bedömningen enligt Miljöbalken till att vid sidan om gällande stoppbestämmelse för torvtäkt (9 kap 6 g § Miljöbalken) väga in möjligheterna att ta fram underlag rörande olika lokaliseringsalternativ (2 kap 6 § Miljöbalken). Genom att i detta sammanhang även analysera ekosystemtjänster bör vi på ett säkrare sätt kunna bedöma värdet för en viss torvmark mot bakgrund av miljömålen för myllrande våtmarker och klimat som ett viktigt komplement till stoppbestämmelsen.

4. Syntes och demonstration av beslutsunderlag – avsikten är att utveckla ett GIS-verktyg för att kunna beskriva och analysera olika intressen med utgångspunkt i ett digitalt informationsmaterial. Syftet är att verifiera en metod samtidigt som man i vissa fall måste komplettera med besök i fält för att komplettera underlaget och därigenom möjliggöra en säkrare bedömning. Genom att tillämpa detta underlag på ett systematiskt sätt bör man kunna över tid få fram ett värdefullt underlag för att bedöma konflikter och förutsättningar som kan komplettera våtmarksinventeringen (VMI) och möjliggöra en säkrare bedömning av om ett visst objekt är värdefullt. Denna del har haft störst relevans vid tillämpningen av naturvärdesbedömningen.

Ett tänkbart utfall av analyserna på objektsnivå kan vara att biologisk mångfald och klimat står i ett motsatsförhållande, dvs. i konflikt med varandra. Projektets syfte är emellertid inte att ta ställning på en sådan detaljnivå, utan snarare att kunna rangordna olika objekt. En analys av dessa frågor i måste ske i en öppen process där själva sammanvägningen tar utgångspunkt i samhällets värderingar och gällande lagstiftning. Ett beslut av denna karaktär ska underbyggas av ett så pass välutvecklat och relevant underlag som möjligt, och med hjälp av de metoder som vi utvecklar på landskapsnivå kan olika alternativ tydliggöras. Som

lagstiftningen är uppbyggd idag gäller att det yttersta avgörandet i denna fråga för miljöbalken avgörs vid prövning i Miljödomstol, MÖD eller HD medan för Torvlagen gäller att det är regeringen som slutligt prövar dessa ärenden. För att bedriva torvbruk krävs en miljökonsekvensbeskrivning. Enligt Naturvårdsverkets riktlinjer väger våtmarksinventeringen (VMI) tungt vid bedömningen. Våtmarker med högre naturvärden (VMI1 och VM2) bör enligt Naturvårdsverkets rekommendationer inte komma ifråga för torvbruk, men även myrar med lägre värden (VMI3 och VMI4) bör bedömas ingående eftersom det underlag som bedömningarna bygger på i huvudsak är flygbildstolkningar.

3. Bedömning av naturvärden

3.1 Begreppet naturvärde

För att kunna göra naturvärdesbedömningar måste man veta vad som avses med begreppet naturvärde. Begreppet är inte vetenskapligt definierat, utan helt kopplat till värderingar i samhället. Vad som avses med naturvärde har därmed också varierat under olika tidsperioder (Almstedt Jansson et al. 2011). Det finns inte heller någon politiskt fastslagen definition. Begreppet används dock flitigt inom myndighetsvärlden, t.ex. av länsstyrelserna, Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen. Det finns också med inom miljökvalitetsmålen som är beslutade av riksdagen. Bästa sättet att få fram den praktiska tillämpningen av begreppet är därför att gå igenom publikationer av myndigheter. Det visar sig då att ett stort antal definitioner existerar (Tabell 1). Inom våtmarksinventeringen (VMI) sattes upp ett antal kriterier för naturvärdesbedömningen (Gunnarsson & Löfroth 2009, tabell 1). Definitionerna kan grupperas efter vilken komponent av biologisk mångfald som de fokuserar på, nämligen arter, gener, biotoper eller processer.

Definitionerna kan delas in i två grupper: biocentriska/ekocentriska och antropocentriska. Det senare sätter människan i centrum och definierar naturvärden utifrån vad naturen kan ge oss. Bästa exemplet på detta är ekosystemtjänster. Den förstnämnda gruppen motiveras utifrån naturens egenvärde, dvs. naturvärden finns oberoende av människan. Naturvärdes definitioner är dock inte bara begränsade till biologiska värden utan även till sociala värden (tabell 2).

Inom lagstiftningen (Miljöbalken 9 kap., 6g §) används även begreppet värdefullt (bilaga 2). Med värdefullt avses våtmarker med sällsynta arter, hydrologisk intakta våtmarker, torvmarker med viktiga ekosystemtjänster, samt våtmarker som identifierats som områden med höga naturvärden inom VMI (klass 1 och 2) eller som riksintressen, Natura2000 områden mm.

Tabell 1. Exempel på olika definitioner av begreppet naturvärde som relaterar till biologisk mångfald. Definitionerna är uppdelade efter den komponent av biologisk mångfald som huvudsakligen avses. I våtmarksinventeringen (VMI) användes huvudsakligen kriterier som kopplar till biotopkvaliteter.

Definition	**Mångfalds-komponent**	**Ingår i VMI**
Stor artrikedom (=många arter)	Arter	
Speciell artsammansättning	Arter	
Värdefulla/speciella/rödlistade arter	Arter/genotyper	
Rik mångfald/rikt växt och djurliv/stor biologisk mångfald	Arter/genotyper	
Representativa biotoper	Biotop	Ja
Ovanliga företeelser/raritet	Biotop	Ja
Stor variationsrikedom/mångformighet (mosaik)	Biotop	Ja
Hög vegetationstäthet	Biotop	
Stor areal	Biotop	Ja
Liten påverkansgrad (orördhet)	Biotop	Ja
Hög produktion (t.ex. yngelproduktion)	Processer	
Speciella ekologiska processer	Processer	
Bra reproduktions- och uppväxtmöjligheter	Processer	

Tabell 2. Definitionerna av naturvärden kan delas upp i två huvudkategorier, biocentrisk och antropocentriskt.

	Biocentrisk, ekocentrisk		*Antropocentrisk*
Definition	Inneboende värden (bevara för naturens egen skull), Egalitarianism (inga arter är viktigare än andra, allt ska bevaras)		Bevara för människans välbefinnande
Bevarande strategier	Traditionell naturvård, artbevarande, betoning på arv Skydd av hotade, endemiska arter eller unika miljöer.	Processinriktat, ekosystem Naturliga processer, landskap. Skydd av ekosystem. Bevara det representativa.	Bevara en funktion Estetiska och sociala värden, kulturhistoriska värden. Skydd av karismatiska arter.
Värdering av biologisk mångfald (nytta)	Drivkraften är i första hand inte ekonomisk. Saknar direkt ekonomisk värdering		Drivkraften är nyttan för människor. Ekosystemtjänster, Ekologisk ekonomi. Jakt, odling, försörjning.

3.2 Faktorer som bidrar till höga naturvärden

Hela listan på naturvärdesdefinitioner (tabell 1) kan sorteras in under tre huvudkomponenter: arter (inklusive fenotyper, genotyper, populationer), biotoper (inklusive strukturer) och processer (inklusive ekologiska interaktioner). Speciella ekosystemtjänster kan också i sig betraktas som naturvärden, men är alltid kopplade till någon av dessa tre nivåer. Dessa tre komponenter är intimt sammankopplade. Biotopen är platsspecifik. Geologiska, topografiska och klimatiska förutsättningar, samt markanvändning (aktuell och historisk) styr tillgång på näring och vatten. Detta, tillsammans med naturliga störningar som vind, eld, vatten, snö mm ger förutsättningar för vegetation, som skapar förutsättningar för andra arter, och interaktioner mellan dessa arter som i slutändan avgör artuppsättningen. Alla faktorer är viktiga och interagerar dynamiskt. Det finns ingen slutpunkt, utan successionen pågår med varierande förändringstakt. Arter skapar

förutsättningar för varandra, och vilken artuppsättning det blir kan bero på vilken art som råkar komma först. Biotopens kvalitet tillsammans med olika processer skapar förutsättningar för artinnehållet. Exempel på ekologiska processer är spridning, etablering och konkurrens (Begon et al. 1986). Hur dessa processer verkar avgörs bland annat av landskapets struktur (Lindenmayer & Hobbs 2007). Detta resonemang om vad som skapar mångfald och att förklara varför arter finns där de finns, varför de minskar eller ökar, breder ut sig eller försvinner är grundläggande frågor som genomsyrat den ekologiska forskningen sedan starten i mitten på 1800-talet (Krebs 1985). Efter hand blev denna forskning alltmer motiverad av de förändringar som människan bidrog med, dvs. naturvården uppstod som en del av ekologin. Den moderna naturvårdsbiologin föddes i början på 1980-talet och baseras på landskapsekologi, öbiogeografi och metapopulationsekologi. Den teoretiska grunden för sambandet mellan förekomst av arter eller populationer och landskapets konfiguration stärktes avsevärt (Soulé 1986).

Naturvärden i form av arter (sällsynta arter, mångfald av arter, nyckelarter, karismatiska arter mm) skapas alltså av biotopkvaliteten (som formats av abiotiska och biotoiska faktorer) och av landskapets struktur (t.ex. hur olika biotoper är positionerade i förhållande till varandra, vilket påverkar olika ekologiska processer). I naturvårdssammanhang fokuserar man oftast mest på sällsynta eller rödlistade arter. Det dessa har gemensamt är att de är sällsynta på grund av att deras livsmiljö (biotop) är sällsynt, antingen naturligt eller på grund av människans brukande. Landskap med förekomst av speciella biotoper, eller med stor biotopvariation har alltså förutsättningar att hysa naturvårdsintressanta arter. Variationen får emellertid inte bli alltför stor så att ingen biotop förekommer i tillräcklig mängd för att kunna hysa en livskraftig population. Biotoparealen är viktig, och/eller möjligheten att sprida sig mellan olika lämpliga miljöer (konnektiviteten). Landskapets konfiguration är viktigast för svårspridda arter, t.ex. för arter som förflyttar sig gående, eller krypande. För andra arter, t.ex. flygande, med vindspridda sporer eller fågelspridda frukter, är istället förekomst av rätt biotop avgörande.

Både biotopsammansättning och landskapets konfiguration är enkla att registrera och mäta. Vad som är en lämplig biotop för en viss organism är emellertid inte självklart. Om arten är beroende av lövskog är det enkelt. Lövskog kan lätt identifieras med hjälp av IR-foton. Om arten däremot är beroende av död ved av en viss kvalitet med en viss uppsättning av

svamparter, så är det svårare. För många av de mer specialiserade arterna, som dessutom ofta är rödlistade, vet vi inte ens med säkerhet de exakta biotopkraven. För att komma åt sådana sällsynta företeelser måste man antingen ut i fält och mäta, eller ta genvägar. Vi vet att vissa miljöer hyser ovanliga biotoper i större omfattning. Detta gäller exempelvis miljöer som till stor del inte påverkats av människan såsom orörda myrar, sena successionsfaser som exempelvis gammal skog eller miljöer som präglats av speciella störningar såsom brand eller översvämning. Människans brukande går ut på att producera något. Ofta sker detta i bestånd eller planteringar med få arter där man har koll på alla faktorer som positivt eller negativt påverkar det man vill framställa, och för att undvika konkurrens till förmån för det vi vill producera. Dagens landskap präglas till stor del av mer eller mindre intensivt skogsbruk och åkerbruk. I vissa landskap kan nära 100 procent vara präglat av detta, och utrymmet för arter som kräver andra miljöer är mycket begränsat. Under sådana förhållanden blir egentligen allt som inte är produktionsskog och åker potentiellt värdefulla för naturvården, särskilt om dessa miljöer dessutom hänger ihop i en enhet som arter kan röras sig i mellan.

Baserat på ovanstående resonemang kan man välja ut två huvudfaktorer som avgörande för potentiella naturvärden, nämligen variationen i landskapet, samt konnektiviteten (numera ofta benämnt ”grön infrastruktur”). Ju fler naturvärdesbiotoper, desto större variation. Om arealen naturvärdesbiotoper är stor blir konnektiviteten mindre viktig, men i ett landskap med liten areal med naturvärdesbiotoper blir konnektiviteten helt avgörande. Landskapets sammansättning av biotoper formas bl.a. av olika störningar, både naturliga och antropogena (Fig. 1).

Figur 1. De två viktigaste faktorerna som skapar biologisk mångfald på landskapsnivå är variation (tillgång på ekologiska nischer, dvs. förekomst av substrat och biotoper), och grön infrastruktur. Dessa två faktorer ger förutsättningar för arter, men om arterna etablerar sig eller inte beror på en mängd andra faktorer, t.ex. ekologiska interaktioner. Landskapets variation och gröna infrastruktur skapas bl.a. av olika störningsfaktorer.

4 Metodik - Naturvärden

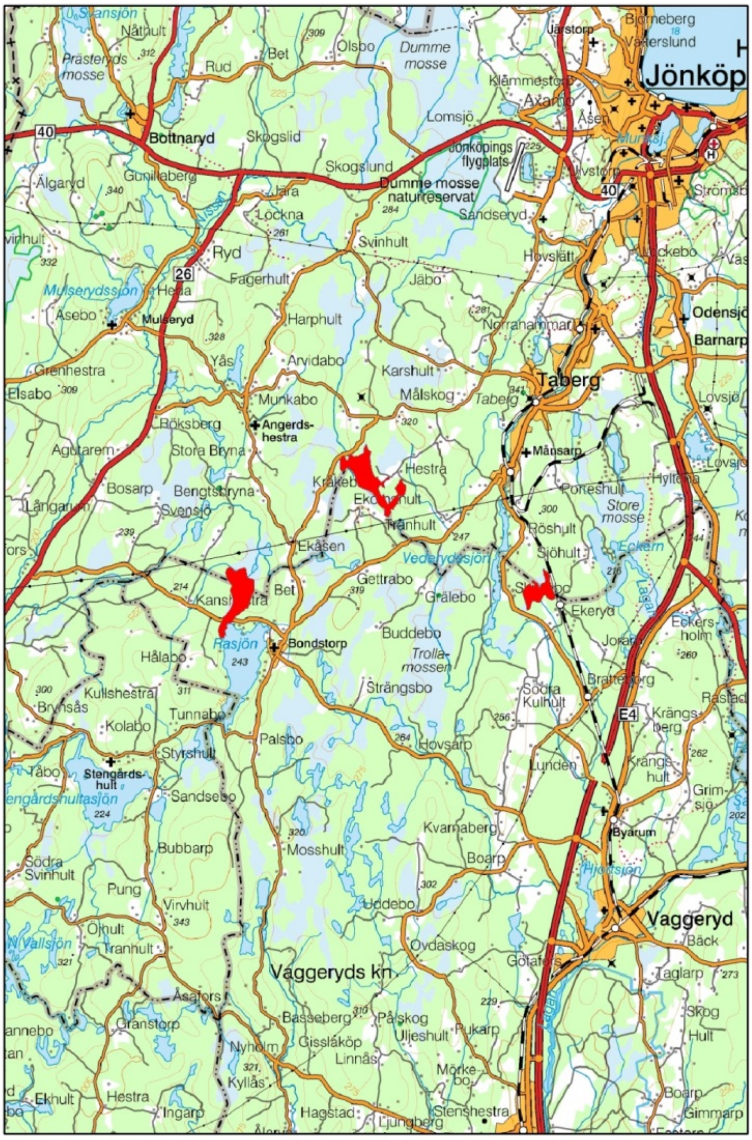
4.1 Definition av naturvärde

Inom det här projektet har vi inte tagit ställning till någon speciell definition utan relaterar till alla de definitioner som är vanligt förekommande och som listas i tabell 1. Vi begränsar oss dock till biologiska definitioner och utelämnar t.ex. sociala och estetiska värden. Orördhet ingår inte heller eftersom de torvmarker vi vill kunna bedöma är påverkade. I praktiken samvarierar flera av de faktorer som ingår i definitionerna. Ett exempel är att areal och artrikedom oftast är positivt korrelerade till varandra. Syftet är att bedöma inom vilka landskap (där torvbruk kan bedrivas) det finns förutsättningar (i form av landskapets sammansättning av olika biotoper och strukturer, samt konnektiviteten mellan dessa) för höga naturvärden (befintliga eller framtida) i form av stor biologisk mångfald (artrikedom,

genotypvariation, biotopvariation) eller förekomst av speciella arter (rödlistade, signalarter mm).

4.2 Studieområde

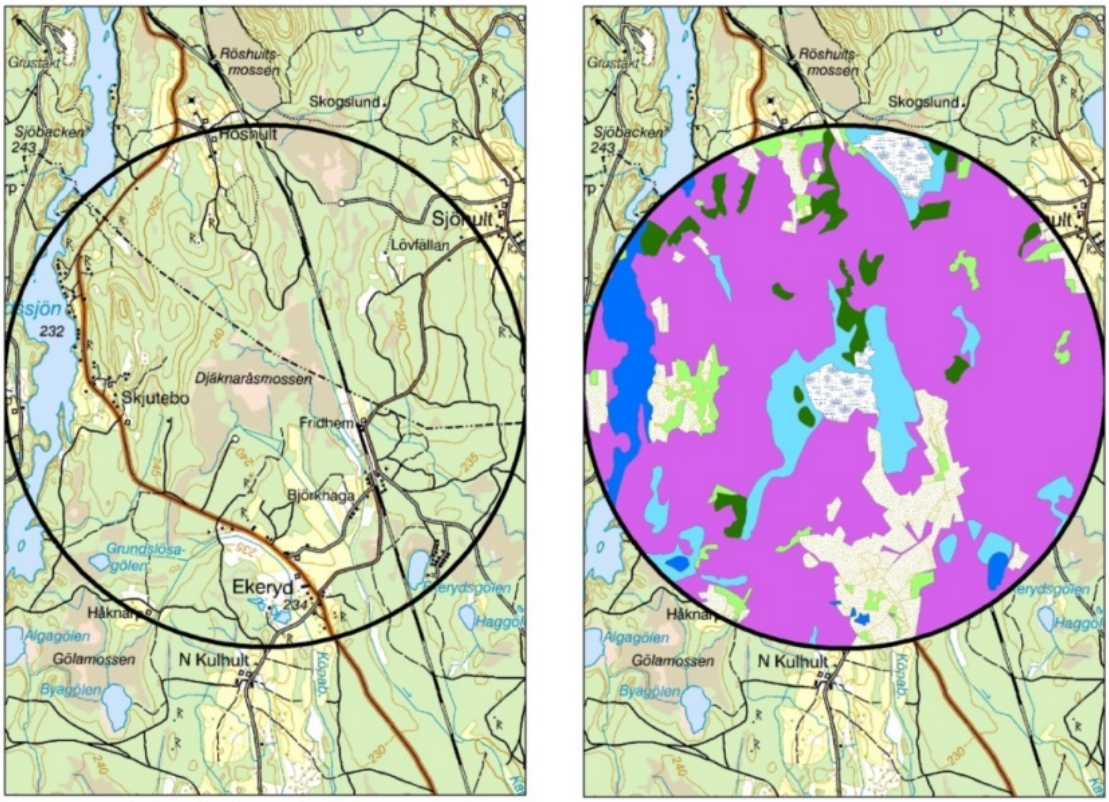
För att konkretisera analyserna i projektet användes ett realistiskt studieområde med myrar som skulle kunna vara aktuella för torvbruk. Studieområde består av tre myrar strax söder om Jönköping, Danemosse, Hestramosse och Djäknaråsmossen (Fig. 2).



Figur 2. De tre studieområdena (markerade med rött) SV om Jönköping. Till vänster ligger Danemosse, i mitten Hestramosse och till höger Djäknaråsmossen.

4.3 Landskapsanalys

Förutom biotopernas kvalitet i sig är många av naturvärdesdefinitionerna kopplade till landskapets skötsel och struktur, t.ex. hur olika biotoper är placerade i relation till varandra, areal, isolering, störningsregim mm. Landskapsanalys (dvs. analys av biotopkonfigurationen i landskapet, t.ex. biotopernas areal, form och isoleringsgrad) blir därför ett avgörande moment för att bedöma myrarnas naturvärden (diskuteras mer utförligt nedan). Utgångspunkten för landskapsanalysen har varit de tre myrarna i studieområdet. Frågeställningen var vilken potential för naturvärden som finns i de tre landskapen, och hur de organismer och biotoper som finns på myren och i dess närmaste omgivning påverkas vid torvbruk, skogsbruk eller naturvårdssatsning. Storleken på landskapet definierade vi utifrån ett rimligt spridningsavstånd för mer svårspridda arter (Edenhamn et al. 1999). Vi bortsåg alltså från lättspridda arter som enkelt hittar lämplig biotop eller substrat i landskapet, vars förekomst är begränsad på tillgången på livsmiljöer. Istället fokuserade vi på mer svårspridda arter som förutom rätt miljö är beroende av att dessa är placerade inom rimliga avstånd från varandra. För sådana arter är ett spridningsavstånd på 500 till 1000 meter rimligt. Vi har med denna utgångspunkt valt att analysera ett landskap med en radie på 2 km med myren i centrum. Den totala arealen blir då 1257 ha (Fig. 3a), varav ytan med öppen myr varierar mellan 3 och 16 %. Inom detta område digitaliserades alla biotoper (Fig. 3b). Kartmaterialet analyserades först i ArcGis. Alla tillgängliga och relevanta skikt från Skogsstyrelsen och länsstyrelserna lades på (Fig. 4). För att få maximal upplösning i biotopsammansättning (dvs. för att kunna mäta mer detaljer i landskapet) användes även infraröda flygfoton (IR-foton, Fig. 5). Skogstillståndet (ålder mm), analyserades med kNN-data från SLU (www.slu.se). För analys av landskapsvariabler som t.ex. konnektivitet användes FRAGSTAT (Botequilha Leitão al. 2006). Konnektivitetsberäkningen är en analys av avstånd mellan biotopöar. För varje biotopö beräknas avstånd till andra biotopöar av samma kvalitet. Programmet tar även hänsyn till öarnas storlek, så att en stor ö får ett högre värde än en liten ö (Fig. 6).



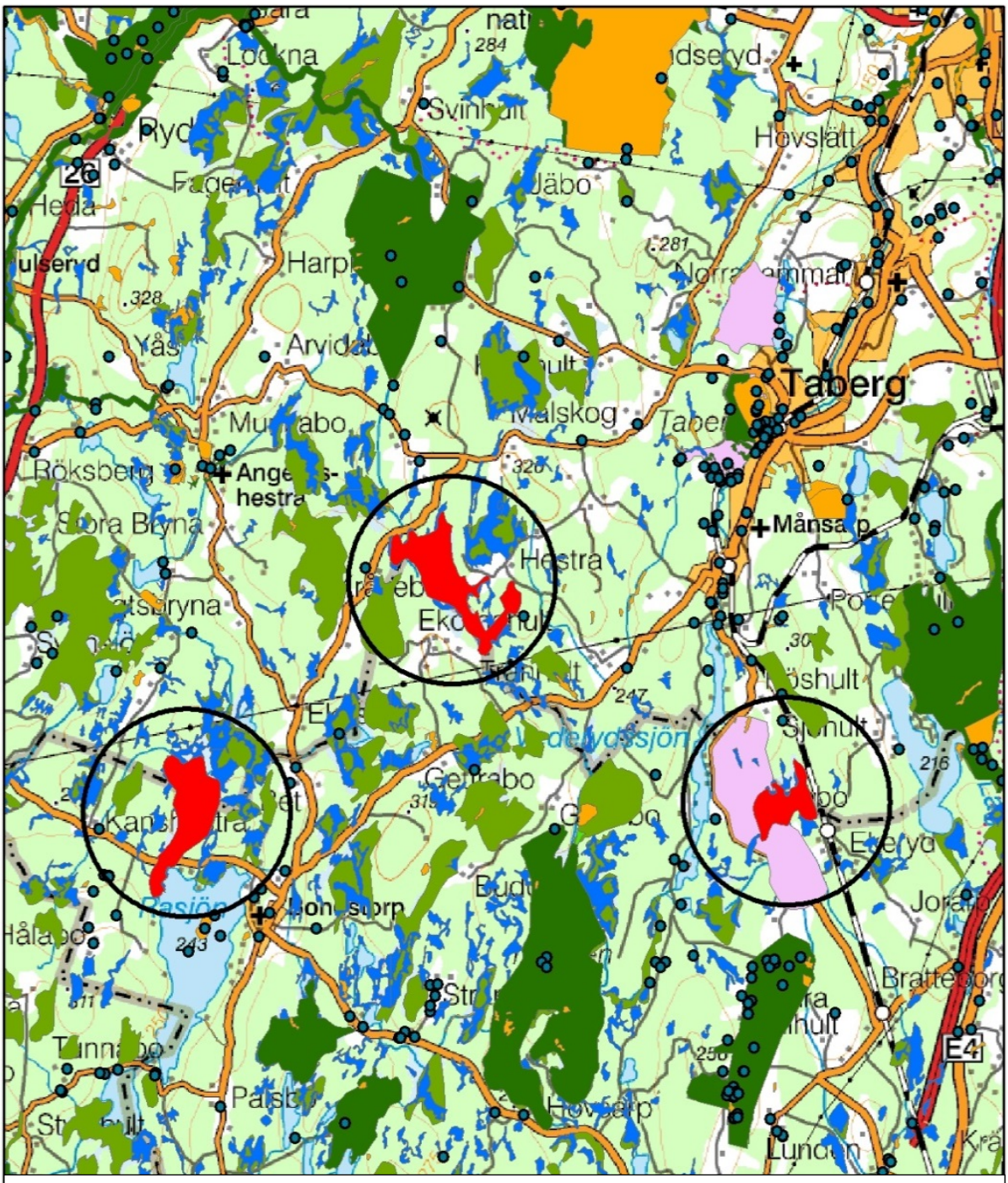
a) b)

Figur 3. Landskapsanalysen gjordes med utgångspunkt från en mosse. a) Runt mossen drogs en cirkel med radien 2 km som utgjorde landskapet. b) Inom denna yta digitaliserades alla biotoper. Landskapet domineras av produktionsskog (lila) och jordbruksmark (beige). Insprängt mellan dessa finns naturvärdesbiotoper som t.ex. sumpskog (ljusblå), äldre skogar (mörkgrönt) och lövskog (ljusgrönt)

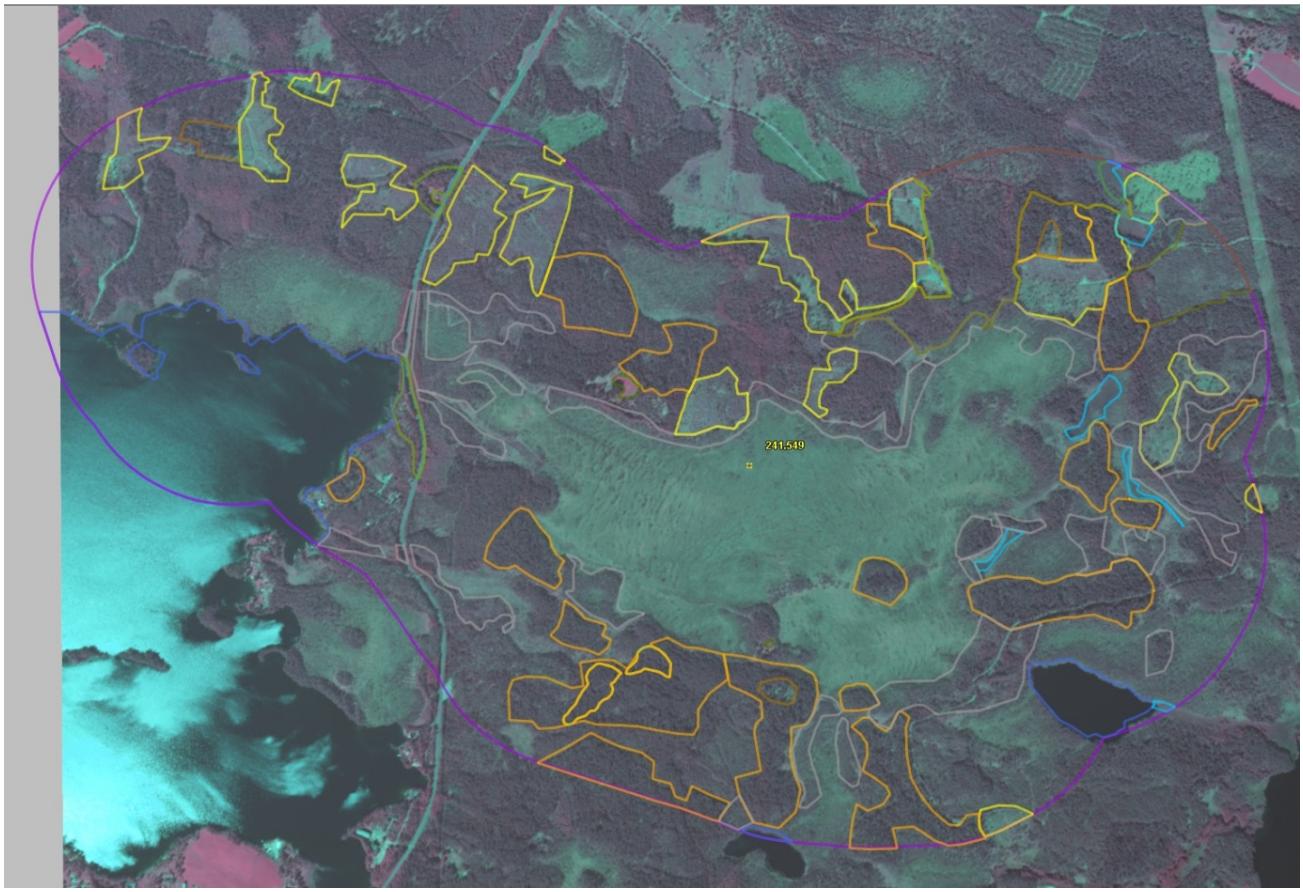
4.4 Naturvärdesbiotoper

Landskapet i Sverige är till övervägande del ett produktionslandskap där olika areella näringar samsas om att ta fram produkter som timmer, massaved, biobränsle, spannmål mm. Det innebär att en mycket stor andel upptas av ungskogar, medelålders homogena skogsbestånd, åkrar, vägar, kraftledningsgator och tätorter. Brukandet går till stor del ut på att reducera mångfalden för att gynna den produkt som man vill producera. Ju mer dessa rena produktionsytor och hårdgjorda ytor dominerar landskapet desto mindre utrymme finns för naturvärden (lite förenklat uttryckt). Förekomst av alla andra, mindre vanliga biotoper ökar däremot mångfalden. Detta inkluderar även av människan kraftigt påverkade

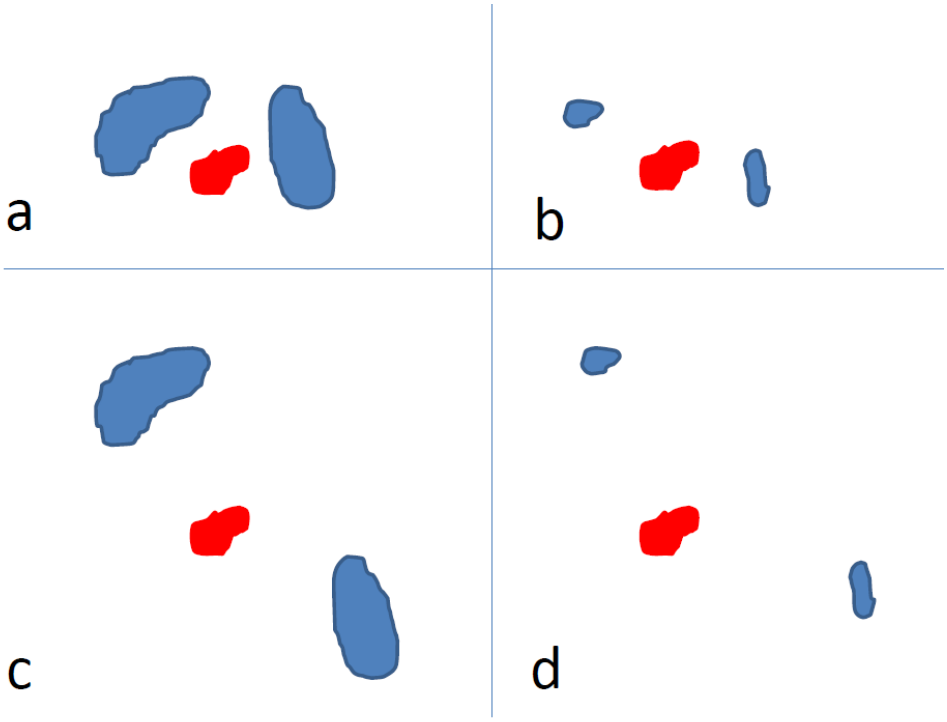
miljöer inom odlingslandskapet, samt myrar, sumpskogar, lövskogar, äldre barrskogar, vattendrag etc. Inte alla dessa miljöer hyser idag höga naturvärden, men alla är potentiellt värdefulla biotoper eftersom de bryter av det för övrigt produktionsinriktade landskapet. I projektet har vi helt enkelt valt bort produktionsskog och åkrar och betraktat allt annat som potentiella naturvärdesbiotoper och analyserat förekomst och utbredning av dessa.



Figur 4. Som ett första steg i analysen lades ett GIS skikt med alla inventeringsresultat från myndigheter (länsstyrelserna och Skogsstyrelsen) på. Undersökningsområdena är markerade med röd färg och ringen visar den buffert på 2 km som användes vid varje område. För övrigt visar bilden naturreservat, Natura2000 områden, sumpskogar, myrmarker som inventerats enligt VMI, nyckelbiotoper, naturvärdesobjekt, områden av riksintresse för naturvård eller kulturmiljövård, samt artförekomster av rödlistade arter.



Figur 5. Infraröda (IR) flygfoton användes för mer detaljerad landskapsanalys. Med hjälp av IR bilder kan man se markens fuktighet, trädslagssammansättning, vegetationens sammansättning, skogens struktur mm. Olika biotoper digitaliseras vilket sedan möjliggör olika analyser, t.ex. av konnektivitet.

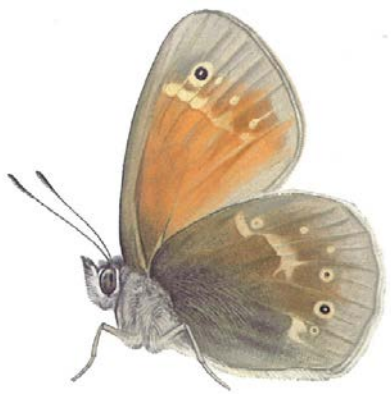


Figur 6. Konnektiviteten är ett mått på organismers möjlighet att sprida sig i landskapet. Måttet inkluderar avstånd mellan biotopöar, samt arealen på biotopöarna. I exemplet ovan är konnektiviteten störst i landskap a) eftersom avståndet från den röda ön till närbelägna öar är litet, och de närmaste öarna har stor areal. Konnektiviteten är minst i landskap d) där både avståndet från den röda ön till de blå öarna är stort, och arealen på de blå öarna är liten. I landskap c) och d) är avståndet mellan öarna ungefär detsamma, men arealerna är större i c). Därför är konnektiviteten större i landskap c) än i landskap d).

4.5 Validering av modellen

Syftet med landskapsanalysen är att bedöma befintliga och framtida naturvärden med hjälp av naturvärdesarealer och landskapskonfiguration. Den bakomliggande hypotesen är att det är mer sannolikt med livskraftiga populationer om den sammanhängande arealen lämplig biotop är stor, eller om konnektiviteten är hög så att den totala arealen som arten kan etablera sig på är stor. Detta gäller framförallt arter med spridningsbegränsningar. Det finns ett mycket stort stöd för den hypotesen från mängder av publikationer (t.ex. Lindenmayer & Hobbs 2007). Vi förutsätter att detta även gäller spridningsbegränsade arter på myrmarker i Sverige. För att vårt arbete inte ska stanna vid en teoretisk modell har vi försökt hitta arter som kan exemplifiera att modellen fungerar, dvs. validera modellen. För detta krävs emellertid utbredningsdata för arter som är knutna till myrmark och som påverkas negativt

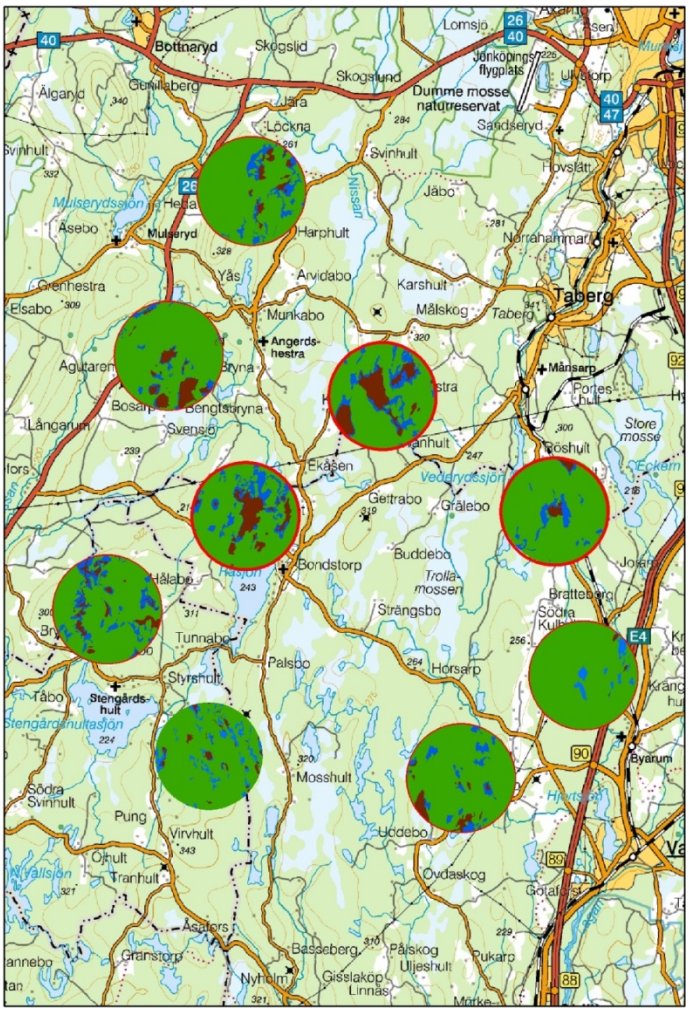
av fragmentering. Det finns många exempel på myrmarksarter som antas vara känsliga för fragmentering, men det är generellt brist på data över arternas utbredning. Ett undantag från detta visade sig vara fjärilar som är en tämligen välinventerad grupp, som dessutom hyser flera myrmarksarter. I Östergötland har man genomfört en atlasinventering av fjärilar, vilket innebär att en stor del av länet delats upp i 5x5 km rutor. Dessa har sedan inventerats systematiskt. Vi valde ut arten starrgräsfjäril, *Coenonympha tullia*, eftersom den är tydligt knuten till myrmarker och påverkas av fragmentering (Ebenhard 1995), och är välinventerad i Östergötland (Fig. 7). Analysen gjordes genom att först välja ut alla myrar där minst två observationer finns av arten. Enstaka slumpobservationer kan förekomma av alla arter i ”fel” miljö. (Genom att välja bort enstaka observationer ökar sannolikheten att arten finns där på grund av att miljön är lämplig.) Därefter slumpades inventerade rutor med förekomst av myrar ut där arten inte observerats. I de fall som det fanns flera myrar i en ruta valdes den största myren ut. Runt varje myr, både myrar med observationer och myrar utan observationer drogs en radie på 2 km. Inom detta område mättes areal och konnektivitet av myrarna.



Figur 7. Starrgräsfjäril, Coenonympha tullia*. Illustration från Nationalnyckeln.*

4.6 Konnektiviteten av öppna myrar och sumpskog på andra torvmarker i Småland

För att få ett större material att relatera till när det gäller konnektiviteten gjordes en liknande, men något förenklad analys av ytterligare sju slumpmässigt utvalda torvmarker i Småland (Fig. 8). På dessa sju områden digitaliserades arealen öppna myrar och sumpskogar med hjälp av fastighetskartan och Skogsstyrelsens sumpskogsdatabas. Konnektiviteten för dessa två biotoper analyserades med FRAGSTAT.



Figur 8. Samtliga områden där landskapsanalys genomförts. Tre av områdena (med en bredare röd ring runt området) utgör studieområden, där en mer omfattande landskapsanalys har gjorts. I övriga områden genomfördes en förenklad variant.

5 Metodik - Växthusgaser

Växthusgasernas (GHG) balans för en torvmark beror på klimat och flera andra ståndortsvariabler som t.ex. grundvattenytans läge (Couwenberg et al. 2011), vegetation (Mahmood & Strack 2011) och näringstillstånd (von Arnold et al. 2005, Glatzel et al. 2008).

Vår bedömning av hur balansen varierar med ståndortsegenskaperna grundar sig på en litteratursammanställning av vetenskaplig litteratur rörande emissioner av växthusgaser. Eftersom det finns ett mycket stort antal publikationer om växtsamhällen på torvmark i

allmänhet har vi tillämpat en metodik för att filtrera fram artiklar som kan vara relevanta för vår frågeställning. Vi har utnyttjat två kriterier vid filtreringen:

1. Vi fokuserade på mätdata med ” dark chamber” teknik. Det gav mest material men det måste också specifikt påpekas att bara emission av växthusgaser kan betraktas. Det betyder att eventuella upptag av CO_2 i markvegetation genom fotosyntes och ackumulering av C i marken genom förnatillförsel från vegetationen inte ingår. En kolbalans (upptag vs avgång) med hänsyn på klimatet kan alltså inte göras. Publikationer som behandlar flöden av växthusgaser, dvs. publikationer som berör enbart mätteknik/metoder inklusive utrustning är utelämnade. Modellansatser och framtidsscenarier har också utelämnats. Data från ”eddy-flux” system har inte inkluderats pga. av den storskaliga mättekningen (små olika ecotoper hamnar i samma ”mätfält”). Eftersom projektet har ett nationellt perspektiv och Sverige till övervägande del ligger i den boreala zonen har enbart publikationer rörande boreala system beaktats.

2. Från ett totalt antal av över 100 vetenskapliga publikationer, har med ovanstående kriterier, ca 30 publikationer filtrerats fram. Endast några av dessa var från Sverige (Nilsson et al. 2001, 2008, Sundh et al. 2000, von Arnold et al. 2005, Waddington & Roulet 2000). Av denna anledning inkluderade vi även undersökningar från Finland (t ex Komulainen et al. 1998, Laine et al. 1996, Lohila et al. 2011, Minkkinen et al. 2007, Nykänen et al. 1995, Ojanen et al. 2010 & 2013, Pearson et al. 2012, Regina et al. 1996, Silvola et al. 1996, Tuittila et al. 2000, Yrjälä et al. 2011) och från Kanada (Bellisario et al. 1999, Marinier et al. 2004, Trudeau et al. 2013). Det data-set vi sammanställde från dessa publikationer bestod av omkring 190 mätpunkter med GHG mätningar på torvmark (t ex 5 torvmarks “punkter” i publikation a, 12 i publikation b, 1 i publikation c…). Vi fann mer publicerade data för mossar än för kärr (ca 2/3 – 1/3). CH_4 var den mest rapporterade gasen. Bara i några få studier var alla tre gaserna (CO_2, CH_4 and N_2O) mätta. I nästan alla rapporterna fanns någon information om grundvattenytan.

Efter filtrering genomfördes en viss kvalitetskontroll bl.a. med tanke på jämförbarhet. Det fanns olika enheter i olika rapporter. Några omfattar mätningar (enskilda värden och en

spridning av värden) från enbart vegetationsperioden. Samtidigt fanns det mätningar från den hela frostfria perioden i andra rapporter. Dessutom har vi funnit resultat från ”sommarperioden”. Det var alltså inte lätt att jämföra de olika rapporterna med varandra. För att kunna dra slutsatser om årligt budget har vi använd följande ekvation: Årlig budget = Emission vegetationsperioden + interpolering för återstoden av året. Vi bestämde oss för en enkel interpolering där emissionerna av alla de 3 gaserna under vintertidenutgör mellan 10 och 30 % av emissionerna under hela året (Alm et al. 1999). Dock vet vi också att emissionerna kan vara betydligt lägre för N_2O (Alm et al. 1999). I ekvationen: (Årlig emission = vegetationsperiodens emission + vinteremission) ser man en viss obalans eftersom det finns mycket data från mätningar under vegetationsperioden (vegetationsperiod, sommar, frost-fri årstid) medan däremot enbart ett fåtal mätningar finns för vinterperioden.

Vi har valt att uttrycka flödena som beroende av en kombination av grundvattenyta och näringstillgång (i form av vegetationstypen), samt att åskådliggöra resultaten i form av en matris där medelvattengrundytan under året utgör en axel i matrisen och näringstillgången den andra (tabell 3).

Matriser presenteras för emissioner av CO_2, CH_4 och N_2O från torv (tabell 8, 9, 10, 11 och 14), samt upptag av CO_2 i trädbiomassa (tabell 13 och 14) vid förväntad skoglig tillväxt för resp. kombination av grundvattenyta och näringstillgång. Begreppet nettoemission har valts för att processer i torven kan leda till såväl avgång som upptag. Vid aeroba förhållanden kan metan bakteriellt oxideras vilket kommer till uttryck som ett upptag. Som ovan påpekats gäller detta inte CO_2 eftersom ”dark chamber” teknik har tillämpats vilket utesluter koldioxidupptag genom fotosyntes. Däremot kan CO_2 i vissa fall härröra från autotrof rotrespiration. Upptaget av CO_2 genom fotosyntesen har bedömts från några vetenskapliga rapporter (med annan metodik) och redovisas i matriserna separat. Detta gäller också skogbevuxna torvmarksekosystem där avgång av CO_2 från torven måste ställas i relation till trädens upptag av CO_2, tills dess att biomassan/träprodukten bryts ned igen. I matriserna har nettoavgång från marken, dvs. emission till atmosfären, uttryckts som positiva värden. Upptag, dvs. ett flöde från atmosfären till marken, har uttryckts som negativa värden. Vatten i diken i eller i anslutning till en dränerad torvmark kan emittera CH_4. Slutligen har nettoeffekten av emissioner och upptag för samtliga tre gaser beräknats för matriserna (tabell 14).

Näringstillgång kan uttryckas på flera sätt. Primärt handlar det om totalhalten av näringsämnen och av torvens aciditet. Viktiga näringsämnen är t ex N och P. Aciditeten återspeglas av pH. Näringstillgången kommer till uttryck i vegetationstypen. Vi har här utnyttjat den klassificering av vegetationstyper som tillämpas vid Riksinventeringen av skog, t ex örttyper, grästyper och ristyper men har dock anpassat detta till torvmarkernas fältskiktstyper (Hånell 1984). Slutligen kommer också näringstillgången till uttryck i trädens tillväxt, bonitet. Det begrepp som här utnyttjas är medeltillväxten under en skogsgeneration uttryckt som m^3 per ha och år. Dessa tre olika begrepp för näringstillgången är kopplade. Hög tillgång på N ger således upphov till örttyper och hög skoglig tillväxt. I matriserna har vi dock i första hand utnyttjat vegetationstypen som indikator på näringstillgång. Det beror på att det finns mest data för detta begrepp. Omräkningsfaktorer mellan de tre näringsbegreppen presenteras i vissa fall. Vi har i matriserna urskilt 3 olika nivåer av näringstillgång återspeglat i vegetationstyper enligt det klassificeringssystem som tillämpas vid Riksinventeringen av skog som utförs av SLU.

Tabell 3. Matris för kombinationer mellan medelgrundvattenyta (GVY) och vegetationstyp

GVY/vegetations typ	Ristyper: lingon, kråkbär, ljung (mosse)	Övergångstyper: lågstarr, blåbär	Örttyper: högstarr, fräken mm (kärr)
≥0cm (blöt mark)			
0-30cm (blöt mark)			
30-50cm (fuktig mark)			
50cm + (frisk fuktig)			

Lägst näringsnivå representeras av ristyper som täcker in undergrupperna lingontyp, kråkbär/ljungtyp och fattigristyp. Dessa typer förekommer på mossar (ombrogena torvmarker). Mossar får all sin näringstillförsel med nederbörden och är därför en mycket näringsfattig miljö. Måttlig näringsnivå representeras av undergrupperna blåbärstyp, lågstarr, smalbladigt gräs samt mark utan fältskikt. Dessa typer kan förekomma i såväl

mossar som minerogena kärr och övergångar dem emellan. Högst näringsnivå representeras av högörts- och lågörtstyper med eller utan inslag av ris, samt högstarr, bredbladigt gräs och fräken. Dessa typer förekommer i kärr (minerogena torvmarker, som får tillförsel både av grundvatten och av vatten från omgivande marker). De tre näringsnivåerna låg, måttlig och hög kan kopplas till olika tillgång på näringsämnet N, uttryckt genom CN-kvoten, pH samt skoglig medeltillväxt uttryckt i m^3 per ha och år. Denna koppling kan utföras med hjälp av den skogliga markinventeringen och den nationella databas som inventeringen skapat (tabell 4).

(Grund)vattenytans läge har i matrisen delats in i fälten 0-30 cm, 30-50 cm samt djupare än 50 cm (tabell 3). Dessa tre typer motsvarar ungefärligen fuktighetstyperna blöt, fuktig samt frisk fuktig och torrare enligt det system för fuktighetsklassificering som Riksinventeringen av skog tillämpar. De kan också anses motsvara odränerad mark, måttligt dikad och väl dikad mark.

Tabell 4. Kopplingen vegetationstyp och torvkemi (för alla grundvattennivåer), baserat på data från Riksinventeringen av skog (RIS)

	Ristyper: lingon, kråkbär, ljung (mosse)	Övergångstyper: lågstarr, blåbär	Örttyper: högstarr, fräken mm (kärr)
CN kvot	41	35	23
pH	3,7	3,9	4,6

6. Resultat

6.1 Naturvärdesbedömning av myrarna i studieområdet

Inte i något av de tre undersökningslandskapen hade länsstyrelsen eller Skogsstyrelsen identifierat höga naturvärden i form av nyckelbiotoper eller naturvärdesobjekt. Inte heller formellt skyddade områden eller Natura2000 objekt fanns. Däremot fanns både VMI-objekt och sumpskogsobjekt. VMI-objekten hade naturvärdesklass 2 (Hestramossen) eller 3 (Djäknarås och Danemosse). Alla landskap hyste ett antal biotoper med potentiella naturvärden, som öppen våtmark, sumpskog, äldre barrskog, lövskog, vattendrag, sjöar och

naturbetesmarker (Fig. 8). Arealen av potentiella naturvärdesbiotoper samt konnektiviteten visas i tabell 5.

Tabell 5. Areal av biotoper med potentiella naturvärden samt konnektiviteten av dessa biotoper i respektive undersökningslandskap. Konnektivitet är ett mått som kombinerar avstånd mellan biotoper och biotopernas areal. Siffran i tabellen är den genomsnittliga konnektiviteten för alla biotopöar av respektive biotoptyp. Måttet saknar enhet. En hög siffra betyder hög konnektivitet och därmed bra spridningsmöjligheter.

a) *Hestramossen*

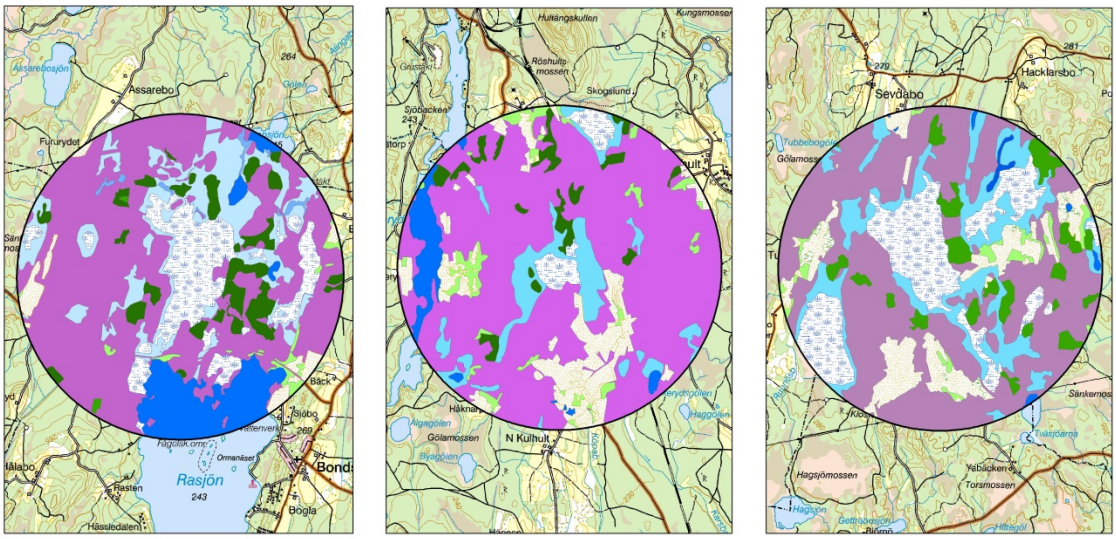
Biotop	**Area (ha)**	**Andel av landskap (%)**	**Konnektivitet**
Gammal barrskog	81,41	6,48	6,04
Lövskog	25,01	1,99	4,83
Sumpskog	181,83	14,47	33,87
Naturbetesmark	8,65	0,69	2,20
Vattendrag	5,19	0,41	0,00
Öppet vatten	5,64	0,45	1,05
Öppen våtmark	212,04	16,88	21,08
Summa	519,77	41,37	

b) *Djäknaråsmossen*

Biotop	**Area (ha)**	**Andel av landskap (%)**	**Konnektivitet**
Gammal barrskog	49,11	3,91	4,83
Lövskog	45,12	3,59	14,62
Sumpskog	106,13	8,45	6,94
Naturbetesmark	4,77	0,38	0,09
Öppet vatten	51,78	4,12	0,37
Öppen våtmark	36,21	2,88	12,34
Summa	293,12	23,33	

c) *Danemossen*

Biotop	**Area (ha)**	**Andel av landskap (%)**	**Konnektivitet**
Gammal barrskog	92,03	7,33	58,90
Lövskog	14,66	1,17	47,56
Sumpskog	179,96	14,33	369,74
Vattendrag	9,47	0,75	1,42
Öppet vatten	124,43	9,91	0,10
Öppen våtmark	158,41	12,61	16,16
Summa	578,96	46,10	



Figur 8. Fördelning av biotoper med potentiella naturvärden inom de tre undersökningslandskapen.

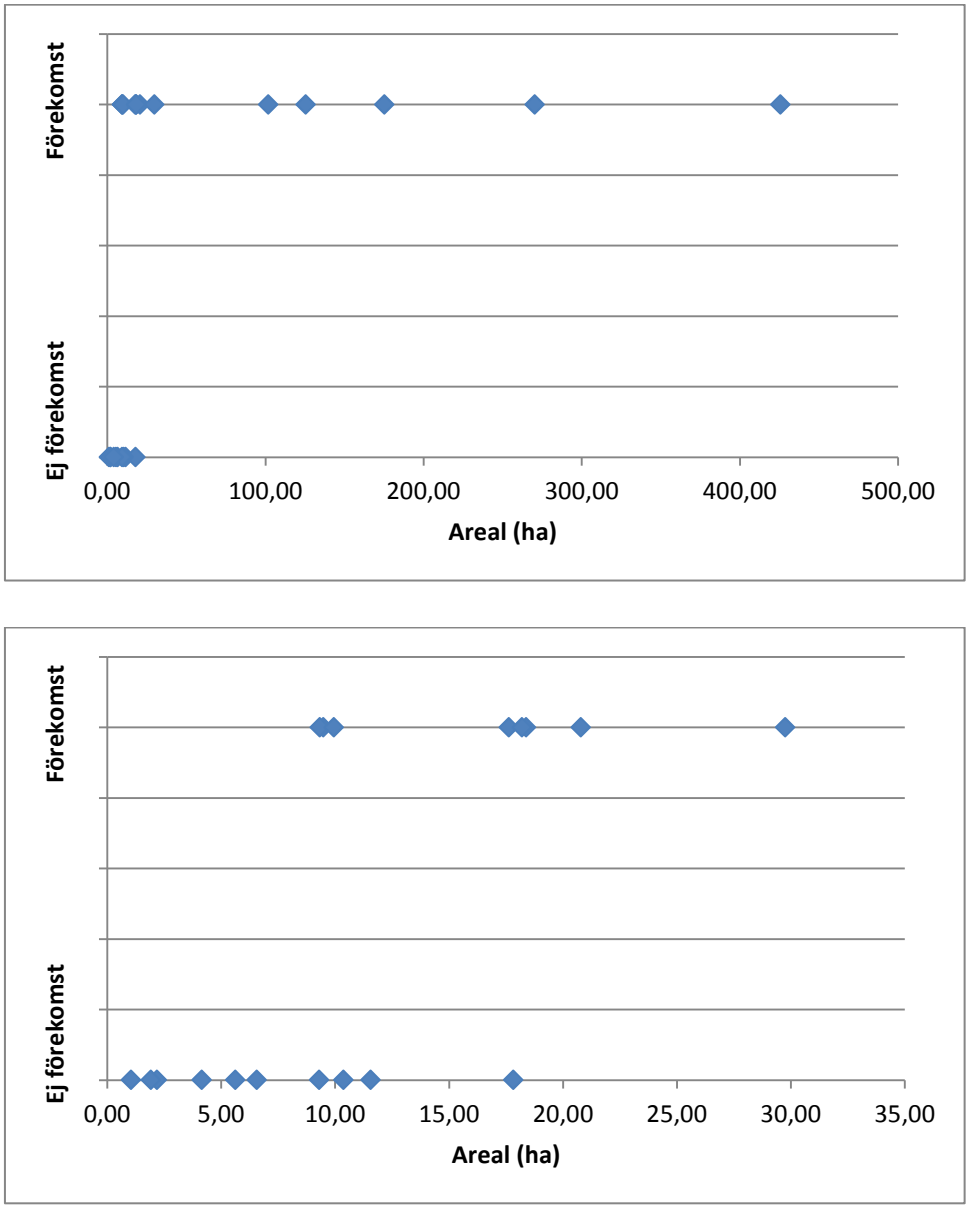
Validering av modellen

Totalt 13 myrar med minst två observationer av starrgräsfjäril identifierades i Östergötland. Utöver dessa slumpades 10 inventerade rutor (5x5 km) ut med myrar där arten inte observerats. Om det fanns flera myrar inom rutorna så valdes den största ut. Utifrån myrens centrum i respektive ruta drogs sedan en radie på 2 km. Inom detta område mättes arealen av alla myrar och konnektiviteten beräknades (Tabell 4). Tröskelvärden för förekomst av

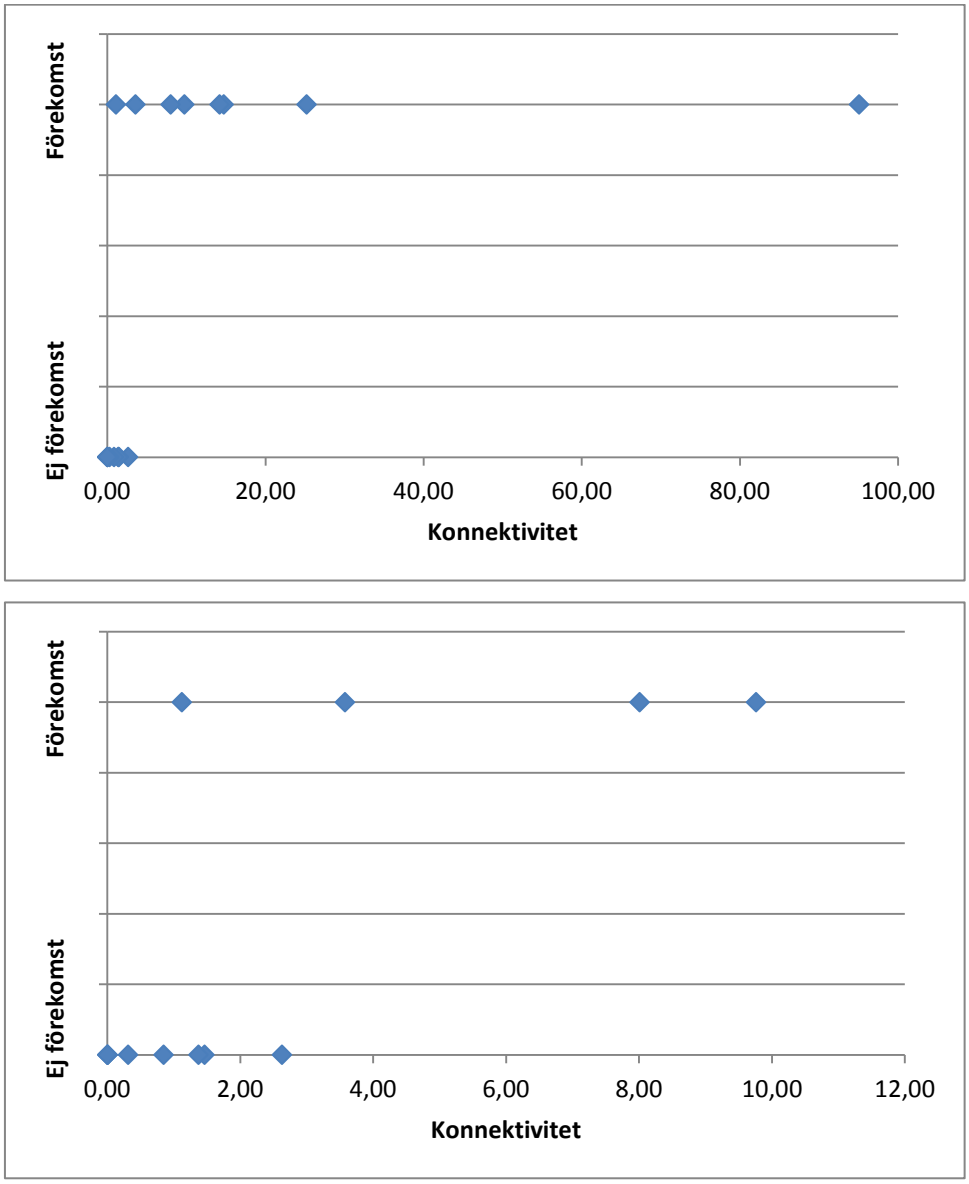
starrgräsfjäril i relation till areal och konnektivitet beräknades med logistisk regression (Fig. 9, 10).

Tabell 6. Landskap med respektive utan observationer av starrgräsfjäril, samt antal myrar, arealen av myrarna och konnektiviteten mellan myrarna inom 2 km.

Ruta nr	**Antal myrar**	**Totalareal**	**Konnektivitet**
Ruta med obs 1	14	425,70	25,92
Ruta med obs 2	12	175,14	66,84
Ruta med obs 3	9	101,80	12,03
Ruta med obs 4	16	9,48	14,75
Ruta med obs 5	13	270,38	118,15
Ruta med obs 6	6	9,32	8,01
Ruta med obs 7	14	18,39	95,09
Ruta med obs 8	12	17,62	3,58
Ruta med obs 9	17	20,79	14,22
Ruta med obs 10	8	29,75	25,22
Ruta med obs 11	3	125,44	82,20
Ruta med obs 12	6	9,94	1,12
Ruta med obs 13	4	18,20	9,76
Ruta utan obs 1	10	2,18	0,85
Ruta utan obs 2	3	11,56	0,32
Ruta utan obs 3	11	17,81	2,63
Ruta utan obs 4	1	5,62	0
Ruta utan obs 5	2	6,57	0,002
Ruta utan obs 6	1	1,04	0
Ruta utan obs 7	2	1,91	0,005
Ruta utan obs 8	2	10,36	0,01
Ruta utan obs 9	5	9,31	1,37
Ruta utan obs 10	3	4,14	1,46



Figur 9. Förekomst respektive icke förekomst av starrgräsfjäril på myrar i Östergötland i relation till myrmarksarealen. Övre figuren visar alla data, medan nedre figuren bara visar myrar upp till 30 ha. För myrar mindre än 20 ha minskar sannolikheten att hitta arten. Logistisk regression, $p<0.05$.



Figur 10. Förekomst respektive icke förekomst av starrgräsfjäril på myrar i Östergötland i relation till konnektiviteten. Övre figuren visar alla data, medan nedre figuren bara visar myrar upp konnektivitetsvärdet 10. För myrar med konnektiviteten mindre än 2 minskar sannolikheten att hitta arten. Logistisk regression, $p<0.05$.

Konnektiviteten av öppna myrar och sumpskog på andra torvmarker i Småland

Resultatet från konnektivitetsberäkningar från andra slumpmässigt valda myrar i Småland presenteras i tabell 7.

Tabell 7. Jämförelse av konnektivitet inom nio olika landskap i Småland med avseende på sumpskog och öppen våtmark. Landskapens läge framgår av figur 8.

Område nr	Konnektivitet av sumpskog	Konnektivitet av öppen våtmark
1 Djäkna	6,94	12,34
2 Hestra	33,87	21,08
3 Dane	369,74	16,16
4 Kullsegölen	217,33	17,27
5 N Fåglahult	36,62	32,88
6 SO Skärebo	10,58	20,41
7 VNV Fågelåsagölen	34,82	1,82
8 Broaryd	112,82	52,03
9 VNV Lunden	49,70	0,033
10 Bessmossen	10,41	1,71
Medel	88,3	17,57
SD	117,9	15,91
Max	369,7	52,03
Mini	6,9	0,03

Tolkning av konnektivitetsdata

Att mäta konnektiviteten är relevant om man har en situation med många små habitatöar som ligger mer eller mindre isolerat från varandra, och om man beaktar spridningsbegränsade individer. Om man istället har en eller flera stora sammanhängande arealer av naturvärdesbiotoper så är konnektivitetsberäkningarna inte lika motiverat. I södra Sverige är landskapet dock ofta småskaligt fragmenterat till följd av lång historik med skogs- och jordbruk med målmedveten skötsel.

Det finns inget exakt svar på vilket konnektivitetsvärde som är låg respektive hög konnektivitet. Det enda man kan konstatera är att ju högre konnektivitet desto större är förutsättningarna för att arter kan sprida sig mellan biotopöar och att individer på olika öar hör till samma population. Därmed är också överlevnadssannolikheten större. Om man jämför de data som presenteras i tabell 7 så ser man att för de 10 landskap som jämförs så ligger medelkonnektiviteten för sumpskog på 88.3. Djäknaråsmossen tycks ha mycket låg konnektivitet (6.94) medan Danemossen ligger högt (369.74). Vi kan dra slutsatsen att förutsättningarna för sumpskogsarter är sämst vid Djäknaråsmossen. Liknande analyser kan

göras för övriga naturvärdesbiotoperna och på så sätt får man en bra bild av vilket landskap som hyser bäst respektive sämst förutsättningar.

Resultaten visar att

- Med hjälp av landskapsanalys där bland annat konnektiviteten beräknas kan olika landskap rangordnas med avseende på förutsättningar för naturvärden.
- Av våra tre studieobjekt tycks Djäknaråsmossen ha sämst förutsättningar för naturvärden. Djäknaråsmossen har minst andel naturvärdesbiotoper, minst andel öppen mosse, minst andel sumpskog och både ytorna med öppen mosse och sumpskog är mest fragmenterade jämfört med Hetramossen och Danemossen. Även om man jämför med ett antal andra landskap i Småland så ligger Djäknaråsmossen lågt med avseende på konnektiviteten.
- Exemplet med starrgräsfjärilen visar att det med hjälp av den här metoden är möjligt att prediktera förekomst av arter i ett fragmenterat landskap.

6.2 Flöden av växthusgaser

I avsikt att analysera fördelningen av CO_2, CH_4 och N_2O emissioner delades torvmarkerna in i 4 kategorier (dränerade kärr, dränerade mossar, odränerade kärr och odränerade mossar). Denna kategorisering var den lämpligaste baserat på informationen i de funna publikationerna. Därefter, för bestämning av emissionsdata relaterat också till grundvattendata, tillämpade vi en matris med 9 kategorier.

Uppskattning av koldioxidemissioner

Värden är presenterade som g CO_2 m^{-2} 30 d^{-1} för vegetationsperioden (som var de mest förekommande data). En uppskalning till årlig emission utfördes därefter och dessa data har presenterats i tabellerna 8 och 13.

Värdena är asymmetriskt fördelade för alla kategorier (Fig. 11). Spridningen var större mot maximum än mot minimum. På grund av denna asymmetriska spridning valde vi att använda medianvärdet, snarare än det aritmetiska medelvärdet.

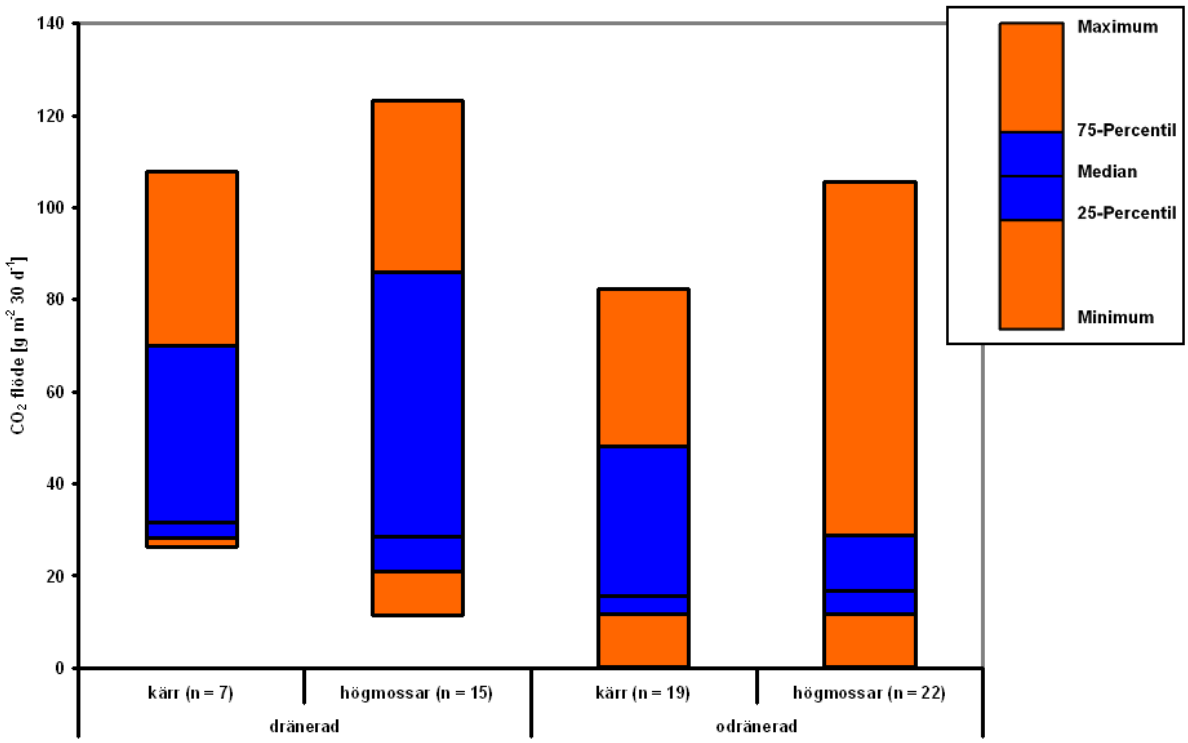
För kärren var det slående att alla värden för dränerad mark låg högre än medianvärdet för odränerad mark. Det förelåg ingen stor skillnad mellan medianerna för dränerade kärr och

mossar (ung. 30 g CO_2 m^{-2} 30 d^{-1}) liksom för odränerade kärr och mossar (ung. 16 g CO_2 m^{-2} 30 d^{-1}).

För de dränerade kärren i synnerhet, men även för övriga tre kategorier, var de mätvärden som låg under respektive medianvärde samlade (klustrade). I vårt data-set var minimivärdena för CO_2 emissionerna i odränerade kärr och mossar 0,1 g CO_2 m^{-2} 30 d^{-1}, samt i dränerade kärr och mossar omkring 25 g CO_2 m^{-2} 30 d^{-1} respektive 10 g CO_2 m^{-2} 30 d^{-1}. Fler mätdata skulle sannolikt inte sänka dessa minimivärden för dränerade kärr och mossar mer än marginellt beroende på den markerade ansamlingen under medianvärden. Våra resultat kan inte tolkas så att odränerade torvmarker alltid emitterar mindre än dränerade, men lågemitterande torvmarker (som har en potential till kolinbindning vilket de dränerade inte har) förekommer vanligen vid odränerade tillstånd. Detta är helt i överensstämmelse med den generella kunskapen om att dränerade torvmarker emitterar mer CO_2 än odränerade torvmarker.

Uppskattning av C ackumulering i odränerad torvmark

Odränerade torvmarker ackumulerar i regel C eftersom torvvegetationens nettoprimärproduktion (NPP) överstiger nedbrytningen av förna och torv (Frolking et al. 2001). Boreala torvmarker har sålunda utgjort en uthållig sänka för CO_2 uppgående till mellan 20 och 30 g C per m^2 och år (Frolking et al. 2001, Gorham 1995, Tolonen et al. 1991). Detta motsvarar ungefär 1 mm tillväxt av torvlagret per år. Baserat på detta anges i tabellerna 8 och 13 ett upptag av 92 g CO_2 (motsvarande 25 g C) per m^2 och år för odränerade torvmarker (med ytligt liggande grundvatten). Vid grundvattenytor 30 cm eller djupare sker visserligen ett upptag av CO_2 i vegetation och därmed tillförsel av förna. Men eftersom denna mark har aeroba förhållanden kommer för tillförd förna nedbrytningen i ett längre perspektiv balansera tillförseln, varför ingen nämnvärd nettoackumulering sker. Detta är i överenstämmelsemed t.ex. Berggren Kleja et al. (2008). För en grundvattenyta mellan 0 och 30 cm antas upptaget i torv ligga mellan 0 och 92 g CO_2, dvs. i medel 46 g CO_2 per m^2 och år. Observera att tabell 8 nedan endast redovisar CO_2 emissioner, dvs. upptaget har exkluderats. För beskrivning av upptag och nettoemissioner hänvisas till tabell 14.



Figur 11. Fördelning av CO_2 emission från torvmarker (dränerade och odränerade kärr och högmossar) i vegetationsperioden, med medianvärde, 25te och 75te percentiler samt min./max. värden. CO_2 emissionerna från de 7 dränerade kärren (fens) skiljde sig inte signifikant från de från 21 odränerade kärr ($U = 105$; $P>0.05$, two-tailed Mann-Whitney U-test). CO_2 emissionerna från 15 dränerade mossar (bogs) var marginellt men signifikant högre än de från 21 odränerade mossar ($U = 236$; $P<0.05$, two-tailed Mann-Whitney U-test).

Efter en sammanställning av CO_2 emissioner enligt dränerade och odränerade myrmarker (figur 11) valde vi de artiklar som informerade om ett särskilt vattenstånd (naturligt eller antropogent). Det betyder att dataunderlag minskades pga. otillräckligt information om ekosystemet i flera artiklar, och att tabell 8 och figur 11 därför inte har samma antal emissionsvärden.

Tabell 8. Koldioxidemission, g $CO_2/m^2*30\ d^{-1}$ i vegetationsperioden (min, max, median, n), vid olika kombinationer mellan grundvattenyta (GVY) och vegetationstyp (efter Bellisario et al. 1999, Laine et al. 1996, Nykänen et al. 1995, Silvola et al. 1996, von Arnold et al. 2005)

GVY/vegetations typ	Ristyper: lingon, kråkbär, ljung (mosse)	Övergångstyper: lågstarr, blåbär (blandmyr)	Örttyper: högstarr, fräken mm (kärr)
0-30 cm	0,1...82,2 (12,2; n=16)	0,2...30,7 (21,0; n=8)	0,1...118,1 (15,6; n=15)
30-50 cm	11,5...73,2 (27,9; n=5)	22,4...109,1 (28,5; n=5)	26,4...107,9 (36,6; n=9)
50 cm +	ej data	49,8 (n=1)	ej data

Uppskattning av lustgasemissioner

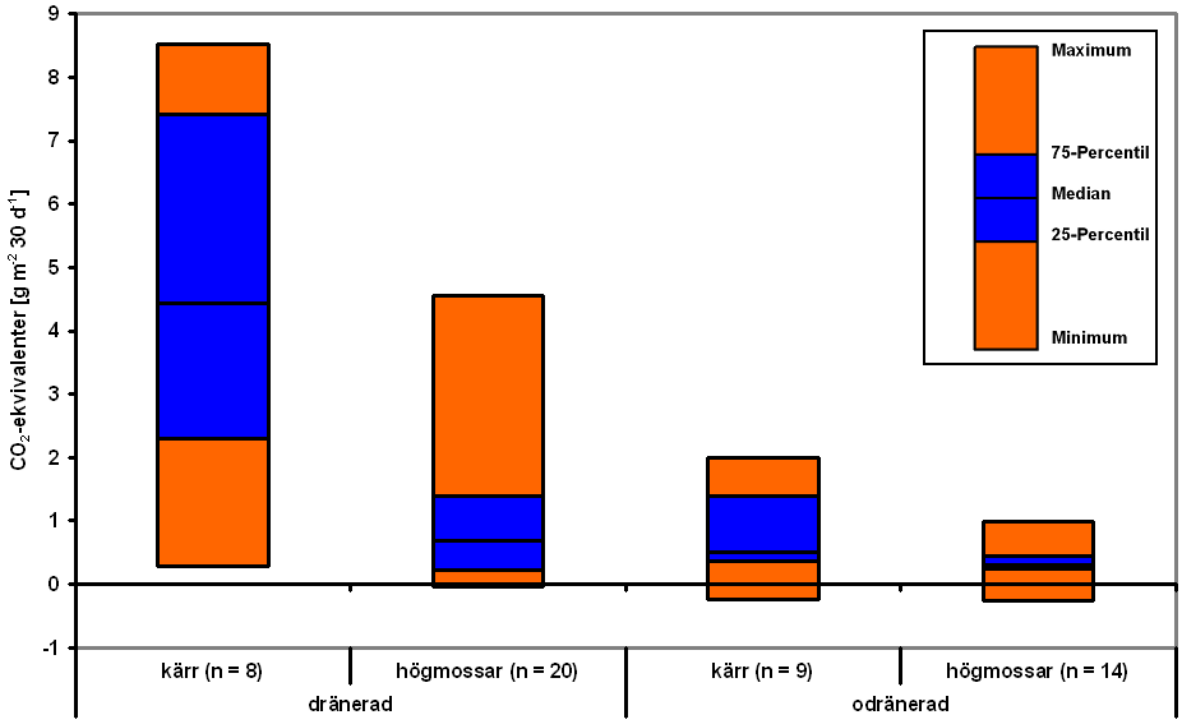
I två av de fyra kategorier var mätdata tydligt asymmetriskt fördelade – så även för N_2O emissioner tillämpade vi medianvärdet istället för det aritmetiska medelvärdet. Spridningen var stor för dränerad torvmark, i synnerhet för kärren, men mindre för de odränerade torvmarkerna, i synnerhet mossarna. (Fig. 12). Emissioner av N_2O uttrycktes som CO_2ekv med omräkningsfaktorn 298. Medianvärdet för dränerade kärr var mycket högre (4,4 g CO_2ekv m^2 30 d^{-1}) än för dränerade mossar samt odränerade kärr och mossar (0,6; 0,3 och 0,04 g CO_2ekv m^2 30 d^{-1} resp.).

De högsta värdena för N_2O emissioner i odränerade kärr och mossar var 1,8 g respektive 0,7 g CO_2ekv m^2 30 d^{-1}, dvs. mycket lägre än de för dränerade kärr och mossar (8,5 och 4,5 g CO_2ekv m^2 30 d^{-1}, resp.). Våra resultat kan inte tolkas så att dränerade torvmarker alltid emitterar mer N_2O än dränerade, men högemitterande torvmarker förekommer vanligen vid dränerade tillstånd.

De högsta N_2O emissionerna kommer från näringsrika områden (minerogena torvmarker) med örter och högstarr. Ombrogena torvmarker (med lingon, kråkbär, ljung) är oftast näringsfattigare än minerogena torvmarker och emitterar mindre N_2O pga. lägre pH, lägre N mineraliseringshastighet och därför låg tillgång på NO_3^- för denitrifikation (Kasimir

Klemedtsson et al. 2009). Lustgasemissioner från uppodlad torvmark (ursprungligen ”strängkärr”) kan nå 697 g CO_2ekv m^2 $år^{-1}$ (Regina et al. 1996).

Jungkunst et al. 2008 undersökte N_2O emissioner från olika marktyper med olika grundvattennivåer och redovisade att de högsta N_2O emissionerna kommer från den omättade zonen. De beskriver också att vid vattenmättnad agerar marken som N_2O sänka genom denitrifikation (till N_2) och att N_2O emissionerna därför är låga. Dock har vi inte funnit några värden för torvmarker som anger emissioner där grundvattenytan är lägre än 50 cm. Den enda indikationen som föreligger var från Jungkunst et al. 2008. De mätte i en ”histic gleysol” (”sumpjordmån med 30 cm torv som översta horisont) och anger att N_2O emissioner sjunker till 0 när grundvattenytan når 40 cm eller djupare. I brist på andra data har vi därför angett N_2O emissioner vid grundvattendjupet 50 cm+ till 0 (tabell 9).



Figur 12. Fördelning av N_2O emissioner från torvmark (dränerade och odränerade kärr och högmossar) i vegetationsperioden, med median, 25te och and 75te percentiler och min./max. värden. N_2O emissionerna från de 8 dränerade kärren (fens) var signifikant högre än de från 9 odränerade kärr (U = 4; P<0.02, two-tailed Mann-Whitney U-test). N_2O emissionerna från 20 dränerade mossar (bogs) var signifikant högre än de från 14 odränerade mossar (U = 48; P<0.02, two-tailed Mann-Whitney U-test).

Vid en sammanställning av N_2O emissioner för dränerade och odränerade myrmarker (figur 12) valde vi de artiklar som informerade om ett särskilt vattenstånd (naturligt eller antropogent). Det betyder att dataunderlaget minskades pga. otillräckligt information om ekosystemet i flera artiklar, och att tabell 9 och figur 12 inte har samma antal emissionsvärden.

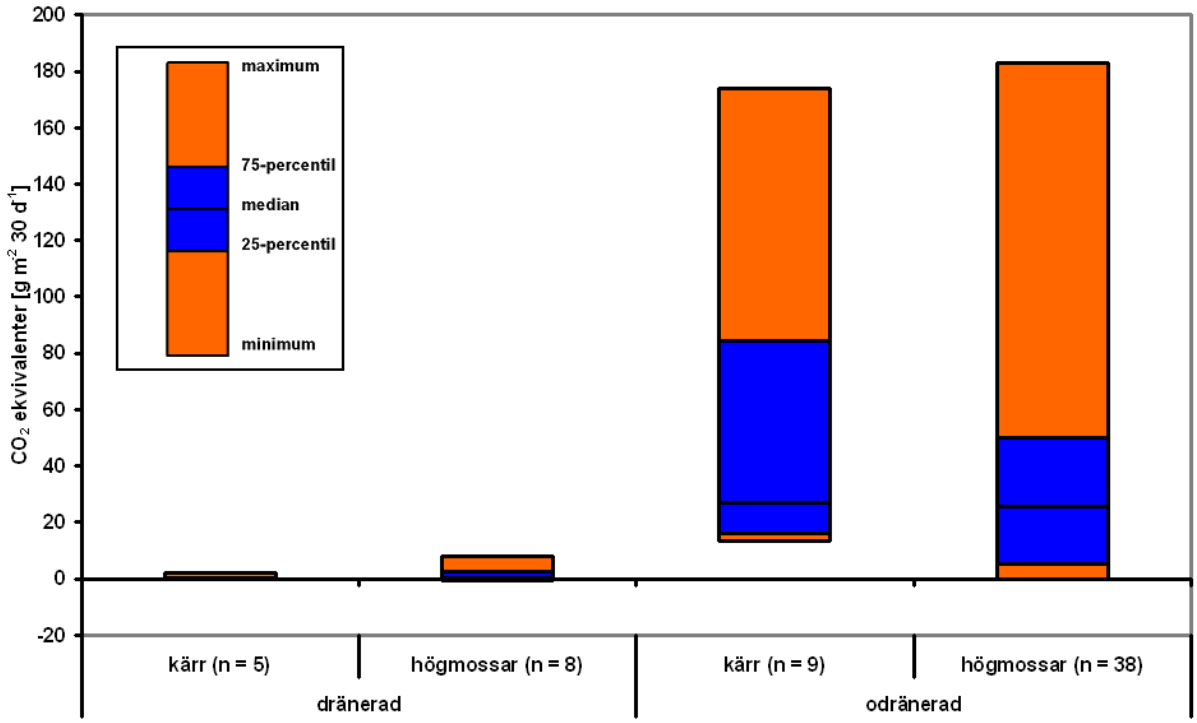
Tabell 9. Matris för N_2O (g CO_2ekv m^2 $30d^{-1}$, GWP_{100}= 298; min, max, median, n) i vegetationsperioden. Kombinationer mellan grundvattenyta (GVY) och vegetationstyp (beräknat efter Laine et al. 1996, Lohila et al. 2011, Ojanen et al. 2010 & 2013, Regina et al. 1996, von Arnold et al. 2005)

GVY/vegetations typ	Ristyper: lingon, kråkbär, ljung (mosse)	Övergångstyper: lågstarr, blåbär	Örttyper: högstarr, fräken (kärr)
0-30 cm	-0,8...0,04 (-0,01; n=5)	0,13...0,16 (0,15; n=2)	0,11...0,77 (0,64; n=5)
30-50 cm	0,06...0,44 (0,24; n=5)	0,38...3,0 (0,7; n=6)	1,6...7,3 (4,3; n=8)
50 cm +	ej data	ej data	ej data

Uppskattning av metanemissioner

Av totalt 30 vetenskapliga rapporter om växthusgasemissioner från torvmark i den boreala zonen innehöll 17 data om metanemission (Bellisario et al. 1999, Komulainen et al. 1998, Laine et al. 1996, Lohila et al. 2011, Minkkinen et al. 2007, Nilsson et al. 2001, 2008, Nykänen et al. 1995, Pearson et al. 2012, Marinier et al. 2004, Saarnio et al. 2007, Sundh et al. 2000, Trudeau et al. 2013, Tuittila et al. 2000, von Arnold et al. 2005, Waddington & Roulet 2000, Yrjälä et al. 2011). Data från dessa 17 metanrapporter var dock svåra att jämföra eftersom data hänförde sig till olika tidsperioder under året, alltifrån dygnsvärden till värden för månader, vegetationsperiod eller helt år. Även sättet att beskriva ståndorten, t. ex. grundvattenytans läge och växtsamhälle, varierade mellan rapporterna. Givetvis försvårade även detta möjligheterna att dra robusta slutsatser från studierna.

I två av de fyra kategorier var mätdata tydligt asymmetriskt fördelade – så även för CH_4 emissioner beräknade vi medianvärdet istället för det aritmetiska medelvärdet. Spridningen var stor för odränerad torvmark och mindre för de dränerade torvmarkerna. (Fig. 13).

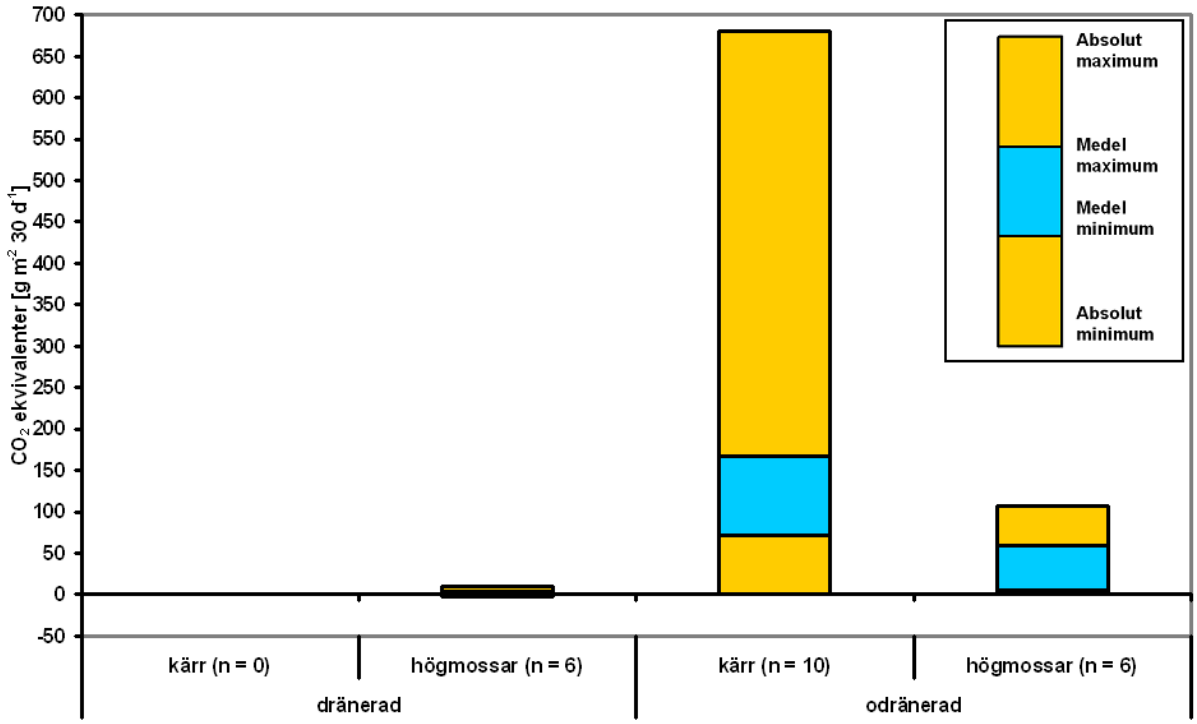


Figur 13 *Fördelning av CH_4 emissioner från torvmark (dränerade och odränerade kärr och högmossar) i vegetationsperioden, med median, 25te och and 75te percentiler och min./max. värden. Data från Laine et al. (1996), Lohila et al. (2011), Komulainen et al. (1998), Marinier et al. (2004), Minkkinen et al. (2007), Nykänen et al. (1995), Sundh et al. (2000), Trudeau et al. (2013), Tuittila et al. (2000), Waddington & Roulet (2000), Yrjälä et al. (2011), von Arnold (2005a). CH_4 emissionerna från de 5 dränerade kärren (fens) var signifikant lägre än de från de 9 odränerade kärren (U = 45; P<0.001, two-tailed Mann-Whitney U-test). CH_4 emissionerna från de 8 dränerade mossarna (bogs) var sigifikant lägre än de från 38 odränerade mossar (U = 269; P<0.001, two-tailed Mann-Whitney U-test).*

Emissioner av CH_4 uttrycktes som CO_2ekv med omräkningsfaktorn 34. Värden är presenterade som g CH_4 m^2 30 d^{-1} för vegetationsperioden (som var de mest förekommande data). Medianvärdet för odränerade kärr och mossar var högre än för dränerade kärr och mossar. Detta är helt i överensstämmelse med den generella kunskapen om att odränerade

torvmarker emitterar mer CH_4 än dränerade torvmarker. På grund av stort tillskott av färsk förna och en mer effektiv CH_4 produktion från acetat i minerotrofa myrar kan emissionen av CH_4 vara högre än från ombrotrofa myrar (Duddleston 2002, Ferry 1992, Keller & Bridgham 2007).

Det fanns några artiklar som bara angav spridningen av emissionsvärden i, dvs. de nämnde spridningen mellan ett min och ett max värde istället för ett medelvärde. På grund av detta behandlingssätt i artiklarna har emissionsvärden illustrerats i en separat figur (Fig. 14). Man ser också tydligt att emissionsvärden från de odränerade kärren kan vara betydligt högre i figur 14 jämfört med andra värden från artiklar i figur 13. När det gäller växthusgaser är det därför viktigt att inte bara titta på ett (median) värde utan att ange hela variationen.



Figur 14 Fördelning av CH_4 emissioner från torvmark (dränerade och odränerad kärr och högmossar) i vegetationsperioden, med absoluta, medel, minimum och maximum värden. Data från Bellisario et al. 1999, Minkkinen et al. 2007 och Nilsson et al. 2008.

Vid en sammanställning av CH_4 emissioner för dränerade och odränerade myrmarker (Fig. 13) valde vi de artiklar som informerade om ett särskilt vattenstånd (naturligt eller antropogen). Det betyder att dataunderlag minskades pga. otillräckligt information om ekosystemet i flera artiklar, och att tabell 10 och figur 13 inte har samma antal av emissionsvärden. Dessutom kan det vara så att en naturlig odränerad myr kan ha ett vattenstånd kring -30 cm. Pga av detta kunde CH_4 emissionsvärden med vattenståndet från odränerade myrmarker (figur 13) hamna i klass 30-50 cm (tabell 10).

Tabell 10. Matris för CH_4 (g CO_2ekv m^2 30 d^{-1}, GWP_{100}= 34; min, max, n). Kombinationer mellan grundvattenyta (GVY) och vegetationstyp (beräknat efter Laine et al. 1996, Komulainen et al. 1998, Nykänen et al. 1995, Trudeau et al. 2013, Waddington & Roulet 2000, Yrjälä et al. 2011). Värdena är tagen utan extremvärden (figur 14).

GVY/vegetationstyp	Ristyper: lingon, kråkbär, ljung (mosse)	Övergångstyper: lågstarr, blåbär	Örttyper: högstarr, fräken (kärr)
0-30 cm	1...183 (26; n=29)	27 (n=1)	13...174 (50; n=8)
30-50 cm	2…76 (7; n=4)	*ej data*	*ej data*
50 cm +	*ej data*	*ej data*	*ej data*

En stor källa till CH_4 är diken i dränerade torvmarker. Enligt t.ex. Minkkinen och Laine (2007) kan avgången sommartid variera mellan 182 och 600 mg CH_4 per m^2 och dygn. Enligt samma rapport uppgick avgången från torvmarksytan till mellan 2,6 och 29,7 mg CH_4 per m^2 och dygn, beroende på torvmarkstyp. Den stora variationen från diken beror på dels vattenståndet, dels förekomsten av vegetation i dikesvattnet. Om dikesavståndet är 40 m, och om dikesbredden antas till 0,5 m, skall värdet på avgången från diket multipliceras med en faktor 0,0123 för att ge värdet för hela ytan torvmark inklusive diken. Det betyder att emissionen från diken sommartid motsvarar 2,25 – 7,41 mg CH_4 per m^2 och dygn. Omräknat för en hel vegetationsperiod om ca 180 dagar torde dessa värden motsvara ca 0,4 – 1,3g CH_4 per m^2.

Sundh et al. (2000) mätte avgången av CH_4 från torvtäkter. Avgången från diken var per timme 1,1-25 mg CH_4 per m^2, motsvarande 26-600 mg CH_4 per dygn (24 tim), jämförbart med Minkinen och Laine (2006). Omräknat till hela ytan, strängar inklusive diken motsvarade bidraget från diken 0,03-0,48 mg CH_4 per m^2 och timme. Avgången från området mellan dikena uppgick till 0,01-0,23 mg CH_4 per m^2 och timme. Således betydde dikena mer för den sammanlagda avgången från hela ytan än vad området mellan dikena betydde. Räknat per m^2 och år uppgick dikenas bidrag till de totala emissionerna till 0,12-2,85 gCH_4 per m^2 och år. Lindgren och Lundmark (2014) rapporterar 0,54 g CH_4 per m^2 och år.

På basis av resultaten från Lindgren och Lundmark (2014), Minkkinen och Laine (2006) samt Sundh et al. (2000) drar vi slutsatsen att dikena bidrar med 0,1 till 2,9 g CH_4 per m^2 och år, beroende på dikenas egenskaper (minst i vegetationsfria diken). Som medelvärde har 1 g CH_4 tillämpats i sammanställningen i tabell 14, omräknat till CO_2ekv.

Tabell 11 *variation/spridning av CO_2, N_2O och CH_4 emissioner, uttryckt som g CO_2 ekvivalenter per m^2 och år (min, max, median, n). Grunddata i tabellerna 8, 9 och 10. Emissioner uttryckta som positiva värden, och upptag som negativa.*

Grundvatten-yta	Emission	Ristyper: lingon, kråkbär, ljung (mosse)	Övergångstyper: lågstarr, blåbär mm	Örttyper: högstarr, fräken mm (kärr)
0-30 cm	CO_2 N_2O CH_4	2...1000 (148; n=16) -1...0,5 (-0,1; n=5) 14...2224 (318; n=29)	2...374 (256; n=8) 1,6...2,0 (1,8; n=2) 330 (330; n=1)	2...1437 (190; n=15) 1,4...9,4 (7,8; n=5) 160...2114 (611, n=8)
30-50 cm	CO_2 N_2O CH_4	140...891 (339; n=5) 0,7...5,4 (2,9; n=5) 29…925 (87; n=4)	273...1327 (347; n=5) 4,6...36,5 (8,4; n=6) ej data	321...1313 (445; n=9) 19,1...88,6 (52,1; n=8) ej data
50 cm och djupare	CO_2 N_2O CH_4	ej data ej data ej data	606 (n=1) ej data ej data	ej data ej data ej data

Upptag av CO_2 i skogsbiomassa

Genom fotosyntesen tar träden upp koldioxid som byggs in som C i trädbiomassa. Dock förloras årligen en stor del av upptagen koldioxid genom autotrof och heterotrof respiration. Det C som inte förloras ansamlas långsiktigt i den växande biomassan som stamved, grenar, rötter och barr etc. Denna ansamling av C som långsiktigt sker i trädens biomassa är beroende av trädens tillväxt. Vi har här räknat med att tillväxten motsvarar boniteten utryckt i m^3 stamved per ha och år förutsatt ståndortsanpassat skogsbruk och rätt val av trädslag. Tillväxten är naturligtvis starkt beroende av trädens utvecklingsfas. Boniteten ger dock medeltillväxten under hela omloppsperioden. En mindre del av det av träden upptagna kolet lagras i marken, resten frigörs förr eller senare vid nedbrytning av trädets biomassa eller av skapade träprodukter.

Boniteten har uppskattats med data från den skogliga markinventeringen för alla ytor (n=1700), med torvmäktighet överstigande 30cm (tabell 12). Boniteten kan skilja sig åt mellan gran och tall och vi har här valt bonitetet efter det trädslag som producerar mest biomassa, vilket med få undantag var gran. För alternativen ristyper och grundvattenyta 0-30 cm samt 30-50 cm förelåg dock få observationer. I alternativet 30-50 cm tillämpades därför samma relation som för örttyper. I fallet med grundvattenyta 0-30 cm ansågs merparten av ytorna vara skogliga impediment. Tillväxten sattes därför till 0.

Tabell 12. Skoglig långsiktig medeltillväxt, m^3 per ha och år, enligt bonitet på torvytor med >30cm torv enligt den skogliga nationella markinventeringen (n=1706).

Grundvattenyta/ vegetationstyp	Ristyper: lingon, kråkbär, ljung (mosse)	Övergångstyper: lågstarr, blåbär mm (blandmyr)	Örttyper: högstarr, fräken mm (kärr)
0-30cm	0	2,5	3,5
30-50cm	3,8	4,9	6,2
50cm +	4,8	6,0	8,2

Presenterade värden är medelvärden för hela landet. För enskilda torvobjekt kan värdet avvika kraftigt beroende på klimatiska förutsättningar, t ex beroende på latitud och höjd över havet.

Den aktuella tillväxten skiljer sig från boniteten beroende på skogens åldersfas. Således är den aktuella tillväxthastigheten för unga bestånd lägre än medeltillväxten uttryckt som bonitet. För medelålders och äldre skogar kan förhållandet vara det omvända.

Det långsiktiga upptaget av CO_2 har beräknat baserat på volymstillväxten under antagande att trädens veddensitet är 0,4m^3 per ton, att total trädbiomassa utgör 80 % mer än stambiomassa, att C innehållet i ved är 50 % samt att relationen mellan C och CO_2 är 1: 3,67. Sålunda blir omräkningsfaktorn mellan stamvolym i m^3 per ha och CO_2 inlagring som g per m^2: stamvolym*0,4*0,5*1,8*3,66 * 100 = 132. Upptaget av CO_2 har beräknats för tillväxten enligt tabell 13.

Tabell 13. Upptag av CO_2 i trädbiomassa (stam, barr, grenar, stubbar och rötter) uttryckt som g CO_2 per m^2 och år, baserat på skoglig volymtillväxt enligt tabell 12.

Grundvattenyta/ vegetationstyp	Ristyper: lingon, kråkbär, ljung (mosse)	Övergångstyper: lågstarr, blåbär mm (blandmyr)	Örttyper: högstarr, fräken mm (kärr)
0-30cm	0	330	462
30-50cm	502	647	818
50cm +	634	792	1082

Hur upptaget av CO_2 i biomassa skall bedömas kan vara en kontroversiell fråga. Observera att av inbindningen är det maximalt 56 % som fastnar i kommersiellt gångbar träråvara. Större delen av återstoden, dvs. årlig förna och avverkningsrester kommer inom ett eller ett par decennier återgå till atmosfären som CO_2 i samband med nedbrytning. I tillägg till detta så kommer inte all stamved att skördas, utan även en del av stamveden kommer att lämnas i skogen för nedbrytning. Slutligen är användningen av stamved också en viktig men kontroversiell fråga. Störst nytta gör den ur klimatsynpunkt om den i samhället används som substitution för andra material som är förknippade med stor avgång av CO_2. Med

systemanalytiska beräkningsmetoder har visats att om träbiomassa används som konstruktionsvirke (till exempel byggnader), så motsvarar användandet av 1 ton C i träprodukter i medeltal 2,1 ton lägre emissioner av C (Sathre & O'Connor 2010). Omräknat betyder detta att användandet av 1 m^3 träprodukter för konstruktionsändamål motsvarar en emissionsminskning på ungefär 1,5 ton CO_2. Om träbiomassa istället används som bränsle blir utsläppsreduktionen endast 0,5–1 ton C per ton C träbiomassa (Sathre & O'Connor 2010), det vill säga 0,4–0,7 ton CO_2 per m^3 träbiomassa.

Beroende på hur stor andel av en producerad kubikmeter skogsråvara som används i olika typer av konsumtion har substitutionseffekten i det svenska produktionssystemet beräknats till 600–800 kg CO_2 per avverkad kubikmeter (Larsson et al. 2009). Om 10 % av stamveden inte avverkas utan lämnas för nedbrytning i skogsekosystemen, och med ovan angiven substitutionseffekt, blir den långsiktiga CO_2 sänkan genom skogsbruket 48 % av det upptag som anges i tabell 12. Denna snävare syn på skogssänkan betyder i sin tur att skogstillväxtens inverkan på avgången av växthusgaser till atmosfären inte i något fall fullt ut räcker till för att kompensera emissioner från dikad torvmark.

Nettoeffekter av emissioner och upptag

I tabell 14 har den sammanlagda effekten av emissionerna av CO_2, N_2O och CH_4 sammanställts uttryckt i koldioxidekvivalenter. Därvid antas omräkningsfaktorn, GWP_{100}, vara 298 för N_2O och 34 för CH_4 baserat på "climate-carbon feedback" (Myhre et al. 2013).

Resultaten visar att

- Den sammanlagda emissionen av CO_2, CH_4 och N_2O ökar i regel med sänkt grundvattenyta och ökad näringstillgång.
- Metan är den mest frekventa växthusgasen från mark med högt liggande grundvatten (blöt mark) medan CO_2 kan bindas in i torven och fungerar som en kolsänka.
- På dränerade torvmarker överväger CO_2 emissioner pga. torvoxidation.
- Lustgasemissioner är störst på dränerade och näringsrika marker.
- Vid torrare mark är skillnaderna mellan olika vegetationstyper mindre stor.

- Trädens upptag av CO_2 balanserar i regel emissionerna vid grundvattenyta under 30 cm, mest vid hög bördighet. Inlagringen i träden är dock tidsmässigt begränsad.
- Det skall särskilt framhållas att spridningen kring medianvärdena kan vara mycket hög (figur 11, 12 och 13).

Tabell 14. Sammanlagd emission av CO_2, N_2O och CH_4 (medianvärde) samt upptag i torv och träd, uttryckt *som g CO_2 ekvivalenter per m^2 och år. Grunddata i tabellerna 8, 9, 10, 11 och 13. Emissioner uttryckta som positiva värden, och upptag som negativa. Värden med kursiv stil är prognosticerade p.g.a. att data saknas (*baserat på relationen mellan emissioner vid olika grundvattenyta för ristyper, ** baserat på relationen mellan emissioner vid olika grundvattenyta för övergångstyper). För nivån 50 cm och djupare antas emissionerna av N_2O och CH_4 vara nära noll (se text ovan).*

Grundvattenyta	Flöde	Ristyper: lingon, kråkbär, ljung (mosse)	Övergångstyper: lågstarr, blåbär mm	Örttyper: högstarr, fräken mm (kärr)
0-30cm	CO_2 emission	148	256	190
	N_2O emission	0	2	8
	CH_4 emission	318	330	611
	SUM mark	**466**	**588**	**809**
	Upptag i vegetation			
	CO_2 upptag i torv	-240	-348	-282
	CO_2 upptag i träd	0	-330	-462
30-50cm	CO_2 emission	339	347	445
	N_2O emission	3	8	52
	CH_4 emission	87	*90**	*167**
	CH_4-diken	34	34	34
	SUM mark	**463**	**479**	**698**
	Upptag i vegetation			
	CO_2 upptag i torv	0	0	0
	CO_2 upptag i träd	-502	-647	-818
50cm och djupare	CO_2 emission	*592***	606	*777***
	N_2O emission	0	0	0
	CH_4 emission	0	0	0
	CH_4-diken	34	34	34
	SUM mark	**626**	**640**	**811**
	Upptag i vegetation			
	CO_2 upptag i torv	0	0	0
	CO_2 upptag i träd	-634	-792	-1082

7. Förvaltning av torvtäckt skogsmark ur ett nationellt perspektiv

7.1 Inledning

I detta kapitel presenteras internationella såväl som nationella mål och strategier för naturvård och växthusgasemissioner med relevans för de dikade torvmarkerna. Det övergripande syftet är att ifrån ett nationellt perspektiv kunna bedöma hur förenliga olika markanvändningsalternativ är med t ex miljökvalitetsmålen för *Myllrande våtmarker* och *Begränsad klimatpåverkan.*

Bedömningen görs utifrån de torvmarksarealer som redogörs för inledningsvis samt med hjälp av resultatet från projektspecifik nivå. Resultatet från detta kapitel ska kunna bedöma hur förenliga olika markanvändningsalternativ är med de svenska miljömålen och relevanta direktiv samt att från ett riksperspektiv kunna spegla valet av alternativ lokal.

Torvtillgångar och nuvarande förvaltning av torvmarksarealer

Av de totalt 6,4 miljoner hektar torvmark (>30 cm mäktighet) som finns i Sverige bedöms ca 2 miljoner hektar vara (antropogent) påverkade genom dränering så att grundvattenytan sänkts (Hånell, 1990). De torvmarkerna som skogsdikats omfattar drygt en miljon hektar. I tabell 15 sammanfattas alla arealer som används för beräkningar i detta kapitel.

Internationella överenskommelser och svenska mål av relevans

Nedan ges en översikt av globala och europeiska överenskommelser samt svenska miljökvalitetsmål med fokus på naturvärden som bidrar till Sveriges ställningstaganden kring våtmarker som kan anses viktiga för förvaltningen av den skogsklädda torvmarken i Sverige.

FNs konvention om biologisk mångfald – en global överenskommelse om biologisk mångfald och artskydd som trädde i kraft 1993. Målen för arbetet inom konventionen är att bevara och hållbart nyttja den biologiska mångfalden och en rimlig och rättvis fördelning av den nytta som uppstår vid deras användning (Regeringskansliet 1993).

Tabell 15. Nationella data över arealer för torvtäckt yta, torvmark, skyddad myrmark. Arealen för "torvtäckt mark" gäller all torvtäckt mark i hela Sverige, alla andra data i tabellen gäller hela Sverige förutom fjällen. Tabellen sammanställer alla arealdata som används i detta kapitel.

Arealer	**ha**	**Referenser**
Sveriges landareal	40 733 923	SCB, 2013
Torvtäckt yta (hela landet)	10 000 000	Riksskogstaxeringen (2003-2007)
Torvmark (>30 cm torv mäktighet)	6 400 000	Riksskogstaxeringen (2003-2007); Christensen m fl 2008
Odikad torvmark med skogsproduktion	990 000	Hånell, 2009
Dikad torvmark	1 096 000	von Arnold et al, 2005; Hånell, 1990
Dikad torvmark -skogsmark	746 000	Hånell, 1990;
Dikad torvmark - myrimpediment	350 000	Hånell, 1990
Önskvärd totalareal torvbildande myrmark enligt Habitatdirektivet [A]	6 141 865	ArtDatabanken, 2014)
Områdesskyddad myrmark [B]	769 602	ArtDatabanken, 2014
Koncessionsareal - torvbruk	30 000	SCB, 2013
Produktionsareal - torvbruk	10 000	1/3-del av koncessionsarelen

[A] Referensvärdet för förekomstareal, gynnsam bevarandestatus

[B] *Se tabell 16 för specifik information om inräknade habitat.*

Våtmarkskonvention (Ramsarkonventionen) – en global överenskommelse om att skydda våtmarkerna som livsmiljöer som trädde i kraft 1975. Med denna konvention har Sverige förbundit sig att genom markplanering skydda internationellt värdefulla våtmarker (Regeringskansliet 1975). I Sverige har i dagsläget 66 våtmarker pekats ut som så kallade Ramsarområden, fler områden kan tillkomma i framtiden eftersom konventionen utvecklas allt eftersom. Flertalet av de utpekade Ramsarområdena är idag skyddade genom naturreservat, nationalpark eller ingår i Natura 2000-nätverket, dock inte alla. I

överenskommelsen ingår också att våtmarker generellt ska förvaltas på ett klokt sätt, (skyddas eller, nyttjas så att ekosystemtjänster levereras beroende på bevarandevärden).

FNs ramkonvention om klimatförändringar – ett ramverk för åtgärder för att motverka klimatförändringen. Överenskommelsen har godkänts av 195 parter (194 stater samt Europeiska unionen) och trädde i kraft 1994. Till konventionen hör Kyotoprotokollet, som undertecknades 1997 och trädde i kraft i februari 2005, med målet att parterna under perioden 2008–2012 skulle minska sina utsläpp av växthusgaser med minst fem procent räknat från 1990 års utsläppsnivå (Regeringskansliet 2003). I den andra åtagandeperiod 2013-2020 har EU, dess medlemsstater och Island åtagit sig att begränsa sina genomsnittliga årliga växthusgasutsläpp till 80 procent av basårsutsläppen (i de flesta fallen 1990).

EUs fågeldirektiv – ska skydda de vilda fågelarterna som förekommer inom EU-medlemsstaternas territorium. Många flyttfågelarter, som utgör ett gemensamt arv och ansvar för medlemsstaterna, minskar idag i antal. Skyddet innefattar totalt 200 fågelarter och gäller för såväl fåglarna som deras ägg, reden och boplatser (Europeiska unionens parlament och Europeiska unionens råd 2009). Direktivet trädde i kraft 2009 och åberopas via Miljöbalkens Artskyddsförordning.

EUs art- och habitatdirektiv – ska säkra den biologiska mångfalden inom EU-medlemsländerna genom bevarandet av naturligt förekommande livsmiljöer samt den vilda floran och faunan. Direktivet listar värdefulla habitat (naturtyper) och arter som EU-medlemsländerna har skyldighet att se till att de har gynnsam bevarandestatus, vilket innebär att utbredningsområden och populationsutveckling för vissa arter, samt att areal, och biotopkvaliteter för vissa naturtyper bibehålls eller förstärks (Europeiska unionens råd 1992, 2010). Direktivet trädde i kraft 1992 och åberopas genom Miljöbalkens Förordning och områdesskydd och Artskyddsförordning. Bevarandestatus för svenska våtmarkstyper i EU:s art- och habitatdirektiv följs upp vart sjätte år. Den senaste uppföljningen 2013 i biogeografiska regioner visar att tillståndet inte är tillräckligt bra för många våtmarkstyper. Det finns inga indikationer på att situationen skulle ha förändrats annat än marginellt sedan dess.

EUs Ramdirektiv för vatten – direktivet syftar till att EU-länderna ska uppnå en långsiktigt hållbar förvaltning av ländernas vattenresurser. Våtmarkerna har i detta en viktig funktion bl. a. för fördröjning av höga vattenflöden och upptag av näringsämnen.

Svenska miljökvalitetsmål – Det svenska miljömålssystemet innehåller ett generationsmål, sexton miljökvalitetsmål och tjugofyra etappmål (Naturvårdsverket 2012a). Generationsmålet anger inriktningen för den samhällsomställning som behöver ske för att miljökvalitetsmålen ska nås. Målen beskriver det tillstånd i den svenska miljön som miljöarbetet ska leda till med preciseringarna som förtydligar målen och används för att löpande följa upp målen. Etappmålen är steg på vägen för att nå generationsmålet och ett eller flera miljökvalitetsmål. Generationsmålet, miljökvalitetsmålen och etappmålen har antagits av riksdagen.

De två miljökvalitetsmål som har störst relevans för förvaltning av dikad trädbevuxen torvmark är *Myllrande våtmarker* och *Ett rikt växt och djurliv*. Men även målen *Levande skogar* är av betydelse. Miljömålet *Myllrande våtmarker* återkopplar till Art- och Habitatdirektivet och preciseras genom t.ex. följande skrivningar ”alla svenska våtmarkstyper finns representerade i hela landet inom sina naturliga utbredningsområden” och ”hotade våtmarksarter har återhämtat sig och livsmiljöer har återställts”. Preciseringarna är i viss mån vägledande för förvaltningen av de dikade torvmarkerna i Sverige (se kapitel 5.2). Enligt Naturvårdsverkets uppföljning 2014 har endast cirka tio procent av våtmarkstyperna en gynnsam bevarandestatus. Den för de dikade torvmarkerna kanske mest relevanta preciseringen av målet *Myllrande våtmarker* är ”Våtmarker är återskapade, i synnerhet där aktiviteter som exempelvis dränering och torvtäkter har medfört förlust och fragmentering av våtmarker och arter knutna till våtmarker har möjlighet att sprida sig till nya lokaler inom sitt naturliga utbredningsområde.” I dagsläget finns ingen tydlig målsättning på hur stora arealer som bör återskapas men fokus riktas mot de misslyckade skogsdikningarna som nu är myrimpediment. Ytterligare en viktig precisering som lyfts inom målet Myllrande våtmarker är att ”vidmakthålla våtmarkernas ekosystemtjänster - biologisk produktion, kollagring, vattenhushållning, vattenrening, utjämning av vattenflöden”. Detta kopplar bland annat till Ramdirektivet för vatten och Kyotoprotokollet. Även miljökvalitetsmålet Ett rikt växt och djurliv återkopplar till Habitatdirektivets mål att ”uppnå gynnsam bevarandestatus för hotade arter och

naturtyper”. I etappmålet *Biologisk mångfald* lyfts ett konkret mål om att ”utöka arealen skyddade områden för våtmarker med 210 000 h*a*” och att ”stärka den gröna infrastrukturen” vilket innebär att bevara områden som gränsar till skyddade områden, i form av buffertzoner. Det utökade skyddet gäller myrar med höga naturvärden inom myrskyddsplanen och påverkar sannorlikt inte direkt vägledningen för förvaltningen av de dikade trädbevuxna torvmarkerna.

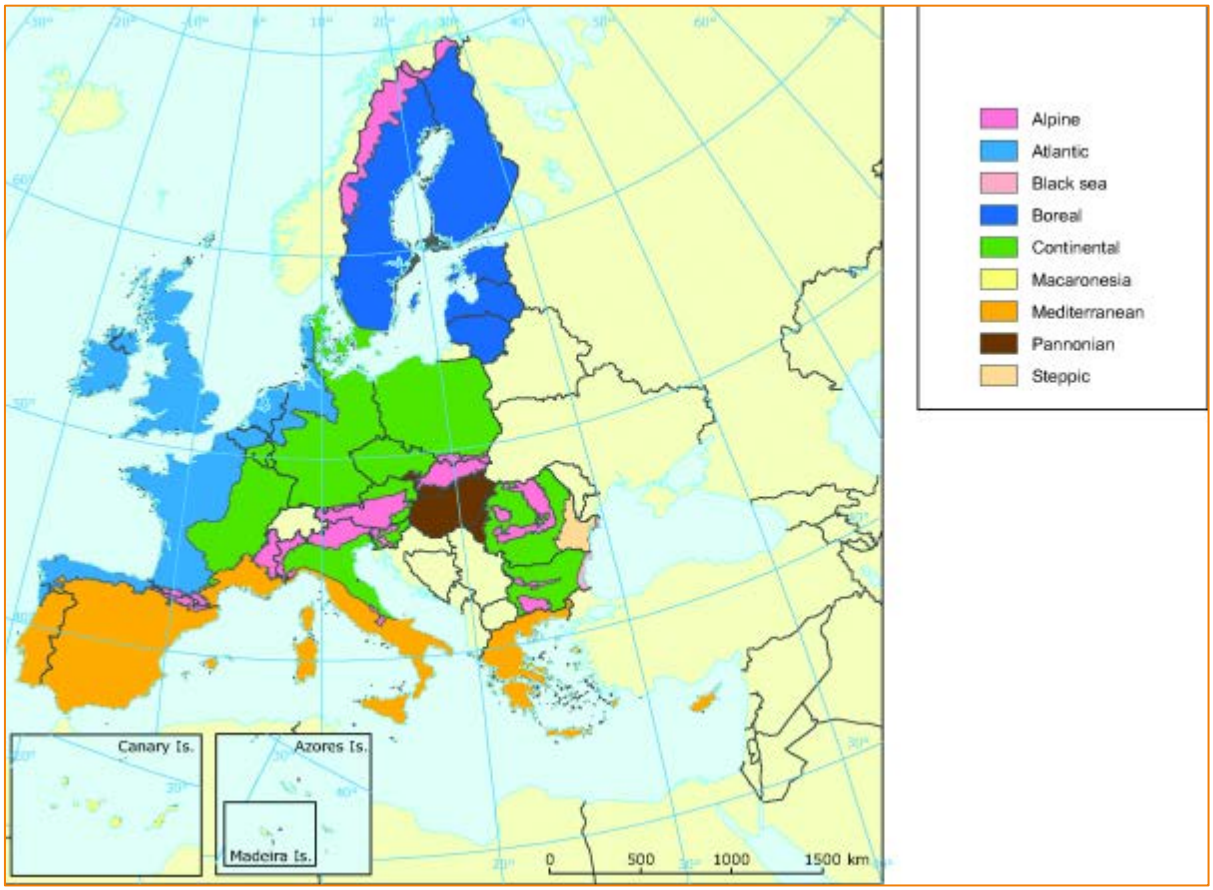
Syftet med målet *Levande skogar* är att skogens och skogsmarkens värde för biologisk produktion ska skyddas samtidigt som den biologiska mångfalden bevaras. En stor andel av Sverige utgörs av produktiv skogsmark. Skogsbruket har lett till att sena successionsstadier (höga åldrar) av alla skogliga naturtyper har minskat (ArtDatabanken, 2014). Impedimentens betydelse för bevarandet av biologisk mångfald ökar därför eftersom dessa områden inte är produktiva skogsmarksområden. Detta bör tas i beaktande vid skötsel av den dränerade torvmarken.

Enligt etappmålet *Begränsad klimatpåverkan* ska utsläppen i Sverige år 2020 vara 40 procent lägre än utsläppen år 1990, vilket innebär cirka 20 miljoner ton koldioxidekvivalenter. Detta avser endast utsläpp från industri och trafik, medan utsläpp genom markanvändning inte ingår i det etappmålet i dess nuvarande utformning. Förvaltningen av den dränerade torvmarken påverkas alltså i dagsläget inte av klimatmålet. Även om markanvändningen inte ingår i de nationella miljökvalitetsmålen så har den ändå betydelse för klimatrapportering enligt Klimatkonventionen (UNFCCC) för vilken de årliga kolpoolsförändringarna ska rapporteras för brukad mark från 1990 och framåt (IPCC 2003). Rapportering kallas vanligtvis LULUCF vilket står för Markanvändning, Förändrad markanvändning och Skogsbruk (Land Use, Land-Use Change and Forestry). Landarealen som redovisas i LULUCF delas upp i kategorierna skogsmark, jordbruksmark, betesmark, bebyggd mark, våtmark och annan mark där de båda sista anses obrukade. I nuläget redovisas Sverige inte kolpoolsförändringar från öppna myrar utan endast emissioner från torvbruk men diskussioner pågår att utvidga rapporteringen till att inbegripa även våtmark. Trädklädda myrar och torvmarker som nyttjas som jordbruksmark redovisas under skog resp. jordbruk.

7.2 Nationell förvaltning av dikad torvmark med avseende på naturvärden

Våtmarkskonventionen, Konventionen om biologisk mångfald, Art och Habitatdirektivet samt miljömålen värnar alla våtmarken som viktig livsmiljö. Habitatdirektivet är dock mer specifikt än de andra konventionerna och relevanta miljökvalitetsmål, eftersom direktivet gör en ansats att bedöma vilka typer av våtmarkshabitat som finns i Sverige, hur stora dessa arealer är, samt att specificera hur stora arealer som behövs för att bibehålla eller erhålla en ”gynnsam bevarandestatus” för dessa habitat. Uppföljningen av Art- och Habitatdirektivet bidrar därför till att ge en bild av vilka naturtyper som är vanliga respektive ovanliga i Sverige (ArtDatabanken, 2014). När det gäller torvbildande marker ställer direktivet krav på Sverige att upprätthålla/uppnå gynnsam bevarandestatus för 11 inhemska myr-naturtyper inom sina ursprungliga utbredningsområden (Naturtypskoder: 7110, 7120, 7130, 7140, 7160,7210, 7220, 7230, 7310, 7320, 91D0). Definitioner av respektive naturtyp har gjorts av Naturvårdsverket (2011). För att de 11 myr-naturtyperna ska bibehålla/återfå gynnsam bevarandestatus enligt Art- och habitatdirektivet behövs en viss areal av respektive myr-naturtyp. Denna areal kallas i sammanhanget referensvärde och uttrycker den nivå eller storlek på utbredningsområde respektive förekomstarea som behövs för att naturtypen ska kunna uppnå gynnsam bevarandestatus (ArtDatabanken, 2014).

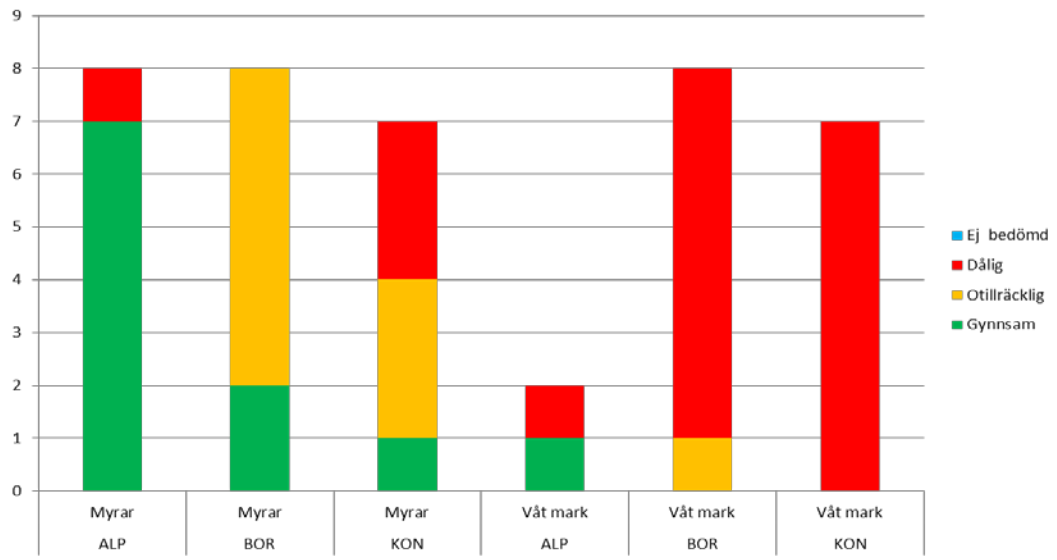
Av de 11 inhemska myr-naturtyperna finns 2 myr-naturtyper endast i fjällen (terrängtäckande mossar, kod 7130 och alpina översilningskärr, kod 7240). Det är dock främst inom boreala och kontinentala områden vi bedömer att det kan finnas ett torvdjup >30 cm samt betydande markanvändnings konfliker (Fig. 15).



Figur 15. Europas Biogeografiska regioner inom EU enligt European Environmental Agency, (2014).

Naturvårdsverkets uppföljning av bevarandestatus för olika våtmarkstyper 2013 visar att läget i den alpina regionen till största del är gynnsam, medan läget i den boreala och kontinentala regionen är sämre (Fig. 16).

För att en naturtyp ska ha en gynnsam bevarandestatus måste myrarnas kvalitet och framtidsutsikter vara tillfredställande, vilket för nästan samtliga naturtyper är ett problem till följd av igenväxning. Igenväxning beror i sin tur på markavvattning, kvävenedfall och upphörd hävd. Ett antal våtmarkstyper (t.ex. rikkärr) behöver skötas för att de inte ska växa igen eller förlora arter som är gynnade eller beroende av hävd (Naturvårdsverket 2012b). Andra stora hot mot våtmarkerna är skogsbilvägar och andra transportleder. Genom att använda Art- och Habitatdirektivets naturtyper och uppföljningen av dessa kan vi på en övergripande och strategisk nivå diskutera förvaltningen av de dränerade torvmarkerna.



Figur 16. Bevarandestatus våtmarkstyper 2013 (Naturvårdsverket 2015). Figuren visar antal våtmarkstyper/region och bevarandeklass). Alla för de dikade torvmarkerna relevanta naturtyper ligger i våtmarkstypen här kallad myr. (ALP = Alpin region, BOR = Boreal region, KON = Kontinental region, se Fig 17). Myr är i denna uppföljning torvbildande våtmark medan våtmark är ej torvbildande .

Referensvärdet för minsta förekomstareal som behövs kunna uppnå gynnsam bevarandestatus samt aktuell förekomstareal beskrivs i Tabell 16. Den totala förekomstarealen för de 11 torvbildande myr-naturtyper är drygt 6 miljoner hektar varav ungefär 1,4 miljon hektar ligger inom den alpina regionen (Tabell 15) (ArtDatabanken, 2014). Uppställningen visar att det inte är arealen våtmark som enligt direktivet behöver utökas. Skillnaden mellan aktuell, nuvarande areal och den önsvärda arealen är endast 135 hektar (se Tabell 16). Det är snarare *kvalitén* på våtmarkerna som måste förbättras. En tydlig trend de senaste 50 åren är att mängden träd på myrarna har ökat. I den kontinentala regionen är det endast agkärr som anses ha gynnsam bevarandestatus och i boreal region bara skogsklädd myr och agkärr (ArtDatabanken, 2014). Situationen bedömdes som dålig för högmossar, källkärr och rikkärr i kontinental region och för palsmyrar i alpin region. Den utökande arealen bedöms framförallt behövas för naturtyperna rikkärr samt för högmossar. Den utökade arealen för högmossar ska uppnås genom restaurering av skadade högmossar (förekomstareal på ca 1000 hektar) i den boreala och kontinentala regionen (ArtDatabanken, 2014).

Tabell 16 redovisar även hur stor andel av varje myr-naturtyp som idag ligger i Natura 2000-nätverket. Storleken på referensvärdet för minsta förekomstareal för respektive myr-naturtyp och arealen som idag är skyddad ger en indikation på vilka myr-naturtyper som anses vara mest värdefulla. De myrar som bör bevaras ska dock ha en ”ostörd hydrologi och hydrokemi” samt ”ett stabilt tillväxande torvtäcke”. Mindre mänsklig påverkan får förekomma i form av t ex slåtter eller lokal störning som orsakat störning i begränsade delar av myren. Det är inte troligt att de dikade torvmarken klarar direktivets krav på orördhet och tillväxande torvtäcke. De kan dock klassas som varande i ej gynnsamt tillstånd och i vissa fall kan mossar klassas som naturtypen skadade högmossar.

Det finns i dagsläget ingen geografisk information runt var de olika naturtyperna är lokaliserade. Detta gör att det inte är möjligt att i dagsläget använda Art- och Habitatdirektivets utpekade myr-naturtyper som underlag vid olika tillståndsansökan.

Tabell 16. Naturtyper inom Sveriges boreala, kontinentala och alpina områden vars förekomst bör beaktas vid förändrad förvaltning av torvmark. Arealerna som redovisas i tabellen är de arealer som finns samt bedöms behövas för respektive naturtyp för att kunna uppnå gynnsam bevarande status i enlighet med Art- och Habitatdirektivet (ArtDatabanken, 2014).

Myr-naturtyp	BOR förekomst* (ha)	BOR ref** (ha)	BOR varav skyddad (%)***	KON förekomst* (ha)	KON ref** (ha)	KON varav skyddad (%)***	ALP förekomst* (ha)	ALP ref** (ha)
7110 Högmossar	125 000	125 700	27 %	900	1200	89 %		
7120 Skadade högmossar	700	300	-	300				
7130 Terräng-täckande mossar							100	100
7140 Öppna mossar och kärr	1 770 000	1 770 000	3 %	4 800	4 800	15 %	8 100	8 100
7160 Källor och källkärr	4 200	4 200	4 %	10	20	40 %	2 100	2 100
7210 Agkärr	7 500	7 500	15 %	30	30	67 %		
7220 Kalktuff-källor	130	130	19 %	10	10	2 %		

7230 Rikkärr	72 000	72 000	7 %	250	375	96 %	150 000	150 000
7320 Palsmyrar							25 100	25 100
7310 Apamyrar	820 000	820 000	18 %	-		-	270 000	270 000
91D0 Skogs-bevuxen myr	1 880 000	1 880 000	1 %	16 600	16 600	5 %	182 000	182 000
SUMMA	4 679 530	4 679 530		22 900	23 035		1 439 300	1 439 300

**Med förekomst avses här aktuell förekomst, upplösningen 10×10 km **Ref är ett referensvärde och uttrycker den nivå eller storlek på utbredningsområde respektive förekomstarea som behövs för att naturtypen ska kunna uppnå gynnsam bevarandestatus ***Arealerna för skyddade områden avser skydd inom Natura 2000-områden. Ingen uppgift har kunnat frambringas om hur stora arealer som finns skyddade inom andra typer av områdesskydd.*

Sammanfattningsvis visar detta kapitel att:

- De nationella miljökvalitetsmålen myllrande våtmarker, ett rikt djur och växtliv samt etappmålen för biologisk mångfald återkopplar alla till Art-och habitatdirektivets mål om att ”uppnå gynnsam bevarandestatus för hotade arter och naturtyper.
- Art- och habitatdirektivet gör en ansats att bedöma vilka typer av våtmarkshabitat som finns i Sverige, hur stora dessa arealer är, samt att specificera hur stora arealer som behövs för att bibehålla eller erhålla en ”gynnsam bevarandestatus”. Direktivet ger därför en översikt av vilka våra, ur naturvårdssynpunkt, värdefullaste torvbildande våtmarker är. Dock saknas geografisk information kopplat till dessa habitat vilket gör det svårt att användas som underlag i t.ex. tillståndsprocessen.
- Endast våtmarkstyperna *skogsklädd myr* och *agkärr* anses ha en gynnsam bevarandestatus. Övriga våtmarkstyper klassas som otillfredsställande eller dålig. Det är i den kontinentala regionen som våtmarkerna är i sämst skick.

- Det är framförallt kvalitén på Sveriges torvbildande våtmarker som bör förbättras, inte arealen våtmark. Utökningen av torvmark bör framförallt genomföras genom restaurering av högmossar (totalt 1000 ha skadade högmossar bör restaureras).

7.3 Nationell förvaltning av dikad torvmark utifrån växthusgasemissioner

I ett globalt perspektiv utgör naturliga torvmarker en viktig sänka för markbundet kol (Strack, 2008). På lokalnivå har dock studier visat att nettoutbytet för en torvmark kan variera så mycket som mellan utsläpp av 800 g CO_2 $m^{-2}yr^{1}$ till upptag av 1000 g CO_2 $m^{-2}yr\text{-}^{1}$. Storleken på växthusgasflödena beror bl.a. på grundvattennivå och markens näringsstatus (Klemedtsson et al., 2002).

Historiskt så har torvmarker dränerats med syftet att använda markerna för jord- och skogsbruk. Detta ändrar nettoutbytet av CO_2. I detta kapitel har de totala växthusgasflödena för svenska dikade torvmarker uppskattats. Enligt beräkningar utifrån de emissionsvärdena som anges i tabell 14 samt arealer för den dränerade torvmarken har de nettoemissionerna av växthusgaser (inklusive CO2 upptag i vitmossa) från den svenska dikade torvmarken uppskattats till att vara i storleksordningen 6 miljoner ton CO_2ekv per år (tabell 17). På samma yta tar skogen upp nästan 8 miljoner ton CO2ekv per år i trädbiomassa.

Utöver den dikade torvmarken på skogsmark finns ytterligare 0, 99 Mha skogsmark på torvmark som inte är dikad men som är *påverkad* av skogsdikningen (Hånell, 2009). Om den större arealen läggs in i beräkningarna för växthusgasutsläpp från skogsmark på torvmark blir summan av emissionerna ungefär 14 Mton CO_2 ekv per år (tabell 18). Upptaget i biomassa ökar dock proportionerligt och upptaget i träbiomassa överstiger emissionerna för skogsmarken.

Tabell 18. Emission av CO_2, N_2O och CH_4, uttryckt som miljoner ton (Mton) CO_2 ekvivalenter per år. Emissionerna är uppdelade på skogsmark och i myrimpediment. Arealerna är baserade på Hånell (1990). Den dikade torvmaken beräknas att bestå av 79 % näringsrik skogsmark (kärr), 18 % medelnäringsrik skogsmark (blandmyr) och 3 % näringsfattig (mosse). Myrimpedimenten består av 33 % näringsrika, 49 % medelnäringsrika och 15 % näringsfattiga marker. Emissioner är uttryckta som positiva värden, och upptag i träbiomassa som negativa. Emissionsvärdena är baserade på tabell 14 i kapitel 4.2. För skogsmarken har emissionsvärdet baserats på ett medelvärde för grundvattenytan 30-50 cm och >50 cm. För myrimpediment har emissionsvärdena baserats på grundvattenytan 0 - 30 cm.

		Areal (Mha)	**CO2**	**N20**	**CH4**	**Biomassa**
Dikad torvmark						
varav skogsmark						
	Kärr	*0,59*	2,64	0,31	0,52	-5,63
	Blandmyr	*0,14*	0,47	0,01	0,12	-0,97
	Mosse	*0,02*	0,08	0,00	0,02	-0,13
		0,75				
varvav myrimpedement						
	Kärr	*0,12*	0,22	0,01	0,71	-0,53
	Blandmyr	*0,17*	0,44	0,00	0,57	-0,57
	Mosse	*0,05*	0,08	0,00	0,00	0,00
		0,35				
SUMMA		1,10	3,92	0,33	1,92	-7,83

Tabell 17. Emission av CO_2, N_2O och CH_4, uttryckt som miljoner ton (Mton) CO_2 ekvivalenter per år. Den dikade torvmaken beräknas att bestå av 79 % näringsrik skogsmark (kärr), 18 % medelnäringsrik skogsmark (blandmyr) och 3 % näringsfattig (mosse). Myrimpedimenten består av 33 % näringsrika, 49 % medelnäringsrika och 15 % näringsfattiga marker (totalt 0,35 ha). Emissioner är uttryckta som positiva värden, och upptag i träbiomassa som negativa. Emissionsvärdena är baserade på tabell 13 i kapitel 4.2. För skogsmarken har emissionsvärdet baserats på grundvattenytan 30-50 cm och >50 cm. För myrimpediment har emissionsvärdena baserats på grundvattenytan 0 - 30 cm.

		Areal (Mha)	CO2	N20	CH4	Biomassa
Dikad torvmark						
varav skogsmark						
	Kärr	1,48	8,98	0,38	0,50	-14,03
	Blandmyr	0,34	1,60	0,01	0,11	-2,42
	Mosse	0,06	0,26	0,00	0,02	-0,32
		1,87				
varvav myrimpedement						
	Kärr	0,12	0,23	0,01	0,73	-0,55
	Blandmyr	0,18	0,45	0,58	0,58	-0,58
	Mosse	0,06	-0,05	0,00	0,00	0,00
		0,35				
SUMMA		2,22	11,47	0,99	1,94	-17,90

Osäkerheterna är dock mycket stora i dessa beräkningar eftersom det finns en stor variation i emissionsvärdena som presenteras i den vetenskapliga litteraturen (se kap 4.2). Emissionsvärdena från torvmarkerna är här beräknade utifrån medianvärden. För att ge en storleksordning för ett ”worst case scenario” har beräkningar gjorts utifrån de högsta emissionsvärdena i litteraturen. Dessa beräkningar visar att dikade och dikespåverkade torvmarkerna tillsammans skulle kunna nettoemitterar (exkl trädbiomass) så mycket som ca 48 miljoner ton CO_2ekv per år och binda in ca 18 miljoner ton i trädbiomassa. Beräkningar på ett ”best case scenario” där de lägsta emissionsvärdena i litteraturen har använts ger en nettoemission på 3 miljoner ton CO_2ekv per år och en inbindning i trädbiomassa på nästan 7 miljoner ton CO2ekv. Den svenska dikade torvmarken utgörs till stor del av näringsrik skogsmark, här benämnt som kärr och blandmyr (ca 50 %). Koldioxidutsläppen från den näringsrika skogsmarken uppskattats till i medeltal ungefär 3-5 ton per hektar och år (se

tabell 13), vilket innebär att den dikade näringsrika skogsmarken på torvmark emitterar sammanlagd ca 4-12 Mton CO_2 ekv per år beroende på vilken areal som används för beräkningarna (tabell 16 och 17). Samtidigt står den näringsrika skogsmarken för det största upptaget av koldioxid i trädbiomassa, 6-16 Mton CO_2 per år.

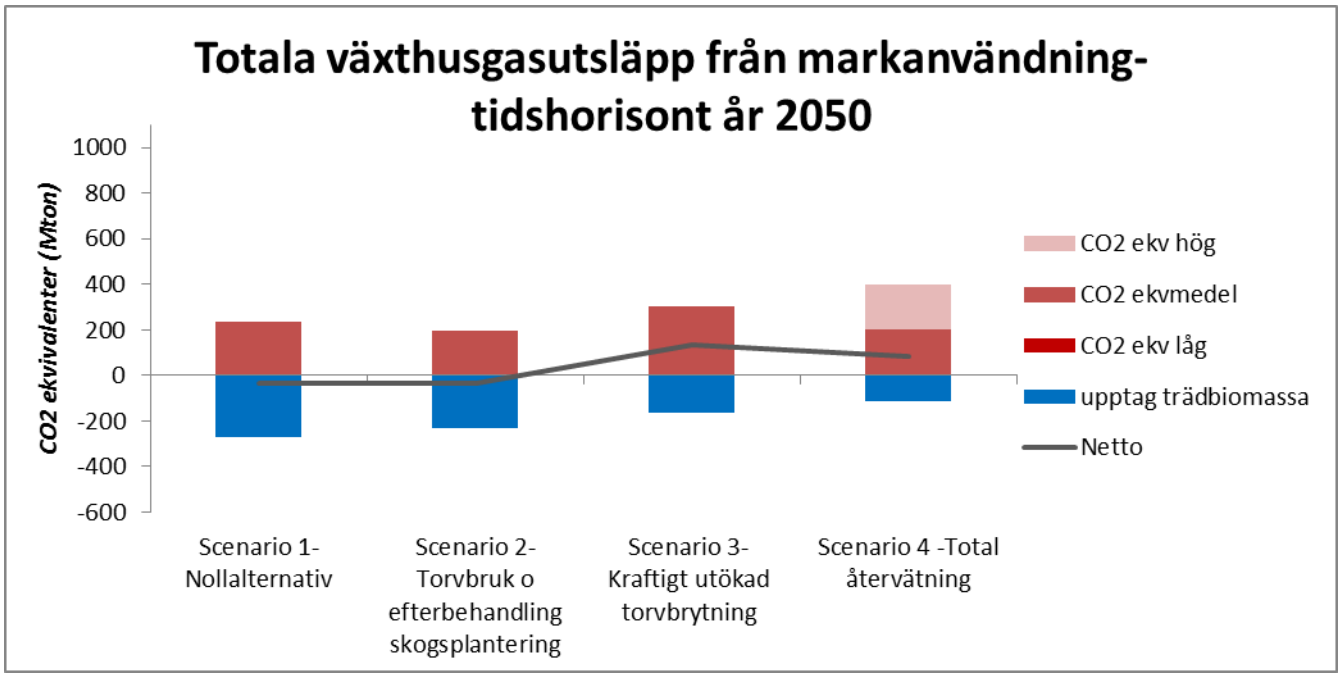
Dikad torvmark som utgörs av myrimpediment, d.v.s. torvmark där virkesproduktion är så låg att den inte klassas som produktiv skogsmark (ofta marker med misslyckade dikningar för skogsproduktion) har en högre grundvattenyta och nettoutbyter mycket lite CO_2. Men på grund av den högre liggande grundvattenytan ökar metangasavgången på myrimpedimenten. Totalt sett i Sverige emitterar myrimpedimenten ca 1-2,5 Mton CO_2 ekv per år. Här är kolinbindingen i skogen inte lika stor som på skogsmarken, endast ca 1 Mton CO_2 ekv per år eftersom trädtillväxten är mycket lägre än på skogsmark. Detta innebär att det är de näringsrika myrimpedimenten som nettoemitterar mest växthusgaser och ur ett växthusgasperspektiv är alltså dessa torvmarker de mest problematiska. För att på ett övergripande sätt visa hur olika förvaltningar av den dikade torvmarken påverkar emissionerna från markanvändningen har inom ramen av detta projekt fyra olika scenarier ställts upp. Scenarierna visar emissionerna från svensk dikad torvmark utifrån tidsperspektivet år 2050 samt år 2100. Som arealmått har 1 miljon hektar använts, vilket motsvarar den dikade torvmarkens totala yta i Sverige. Tidsperspektivet motsvarar de valda tidsperspektiven i miljökvalitetsmålen. Scenarierna är inte valda för att bäst representera olika tänkbara framtida lösningar utan ska ses som en principskiss. Scenarierna har medvetet extrema utformningar för att kunna ställa olika framtida alternativ mot varandra. I beräkningarna är inte emissionerna från transporten av bruten torv inkluderad. Inte heller förbränning av energitorv har räknats in. Emissionerna baseras alltså endast emissioner från markanvändningen i enlighet med syftet av rapporten.

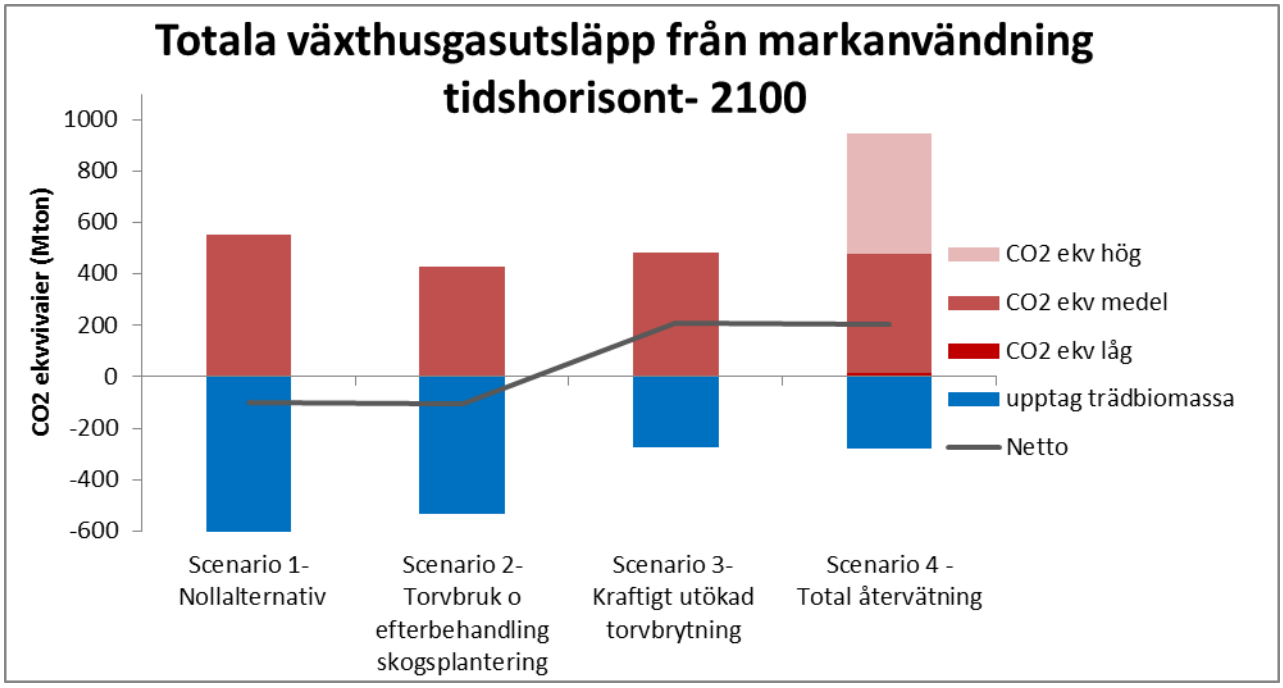
De olika scenarier som har använts är:

- Scenario 1- Nollalternativ. I detta scenario används 10 000 ha för torvbruk vilket motsvarar dagens omfattning. Scenariot motsvarar med andra ord dagens förvaltning och representerar på så sätt ett sorts nollalternativ. Hälften av ytan som används för torvtäkt antas efterbehandlas i form av skogsplantering.
- Scenario 2- Torvbrytning är utökat till 30 000 ha i enlighet med torvbranschen mål för torvbrytning. Hela ytan som används för torvbruk antas efterbehandlas i form av skogsplantering.
- Scenario 3- Kraftigt utökad torvbrytning på 0,5 Mha, dvs. halva den dikade arealen används för aktivt torvbruk. Skogen har avverkats på hela den yta som används för brytning. Hälften av ytan som används för torvtäkt antas efterbehandlas i form av skogsplantering.
- Scenario 4- Torvbrytning har upphört och dikena lagts igen. Hela arealen har övergått från produktiv skogsmark till myrimpediment och har antagits ha en ungefärlig grundvattenyta på 0-30 cm.

För att räkna fram emissionerna för respektive scenario har samma tillvägagångssätt användes som för tabell 16 och 17. Det vill säga emissionsvärdet har baserats på data från tabell 13 i kapitel 4.2. I scenario 1,2 och 3 har dessutom emissionsvärdet 11,43 ton CO_2 $m^{-2}yr^{-1}$ använts för ytan som används för aktivt torvbruk. Detta emissionsvärde är baserat på Hagberg & Holmgren (2008). I detta emissionsvärde inkluderas endast CO_2, NO_2 och CH_4 emissioner från marken. Utsläpp från transporter, maskiner och upplag samt användning ingår inte eftersom detta inte heller ingår i de andra förvaltningsscenarierna. På motsvarande sätt hanterar alltså inte scenarierna vad som händer med inlagrat kol när skog avverkas, och vad de produkter släpper ifrån sig i form av inbyggt kol. I scenario 4 har emissionsvärden från Uppenberg et al., (2001) använts för att beräkna växthusgasutsläppen från restaurerade torvmarker. Eftersom det finns mycket få svenska studier som redovisar emissionsvärden för restaurerade torvmarker har vi här valt att uppge emissionsvärdena i enlighet med källan där tre olika utfall ges, hög, medel, och låg. För en rättvis jämförelse med de andra scenarierna bör utfall medel användas eftersom medianvärden användas för beräkning av scenario 1-3 (Fig. 18). Trendlinjen är beräknad utifrån utfall medel.

Scenarioberäkningarna åskådliggör att i det kortare perspektivet, tidshorisont 2050, uppvisar förvaltningsscenarierna 1-2 ingen stor skillnad i nettoemissioner om upptag i trädbiomassan inkluderas. Emissionerna men även upptaget i trädbiomassa är något lägre för scenario 2 där torvbruket ökar till 30 000 ha med efterföljande skogsplantering. I scenario 3, det kraftigt utökade torvbruket, emitteras något mer växthusgaser beroende på att emissionerna från aktivt torvbruk, där dikningen utökats, är högre än från skogsmark eller myrimpediment. Den kraftigt utökade torvbrytbrytningen innebär dessutom att mycket skog försvinner vilket alltså minskar upptaget i form av trädbiomassa. I scenario 4 där alla diken antas läggas igen är metanemissionerna jämföra med scenario 1 och 2. Osäkerheterna är dock mycket stora vilket redovisas i figuren som utfall hög och låg för scenario 4. På den restaurerade torvmarken finns ingen produktiv skog vilket innebär endast ett litet upptag i trädbiomassa, enligt den definition som används här.





Figur 18. Jämförelse av växthusgasflöden de uppställda scenarierna utifrån de två tidshorisonterna 2050 och 2100. Figuren visar endast flöden från markanvändningen, det vill säga förbränning av torv och torvtransporter är inte inkluderad i scenarierna. Den röda delen av stapeln anger emissionen av metan, dikväveoxid och koldioxid minus upptag i torven och myrvegetation, uttryckt som koldioxidekvivalenter. Blå staplarna motsvarar upptag i trädbiomassa. Linjen visar nettoemissionen växthusgaser.

Upptaget i trädbiomassa för tidshorisont 2050 antas vara något överskattat för alla scenarier eftersom upptaget i trädbiomassan bygger på medeltillväxten under en hel omloppsperiod.

I det längre tidsperspektivet innebär ett utökat torvbruk lägre växthusgasemissioner jämfört med nollalternativet, scenario 1. Anledningen till detta är främst att torvmarken är uppgrävd och därmed inte emitterar växthusgaser från markanvändningen. Här är det viktigt att notera att användningen av torven, såsom förbränning av energitorv samt transporter av denna inte är medräknad vilket naturligtvis ger en annan totalbild. Upptaget i trädbiomassa i scenario 3 är dock betydligt mindre än i scenario 1 och 2 eftersom endast begränsat skogsbruk är möjligt på grund av de stora arealer där torven tas ut. Detta innebär att nettoemissioner är betydligt större i scenarion 3 än i scenario 1 och 2.

I scenario 4 är växthusgasavgången motsvarande den i scenario 3 för utfall medel. Det ska dock poängeras att metanavgången är mycket osäker och svår att mäta eftersom den emitteras oregelbundet, ofta i form av bubblor. Metangasen förväntas även minska över tid vilket inte har kunnat visas i dessa beräkningar. Det är viktigt att poängtera att mer svenska studier behövs för att förstå nettoutbytet vid igenläggning av diken på torvmark. Detta speciellt med tanke på den politiska viljan till att restaurera utdikade våtmarker som lyfts i propositionen 2013/14:141- En svensk strategi för biologisk mångfald och Ekosystemtjänster. I Tyskland och Kanada har studier genomförts på växthusgasutbytet efter återvätning (Beyer and Höper, 2015; Günther et, al. 2014; Strack, 2013). Studierna är dock för återvätning av torvmark där torvbruk tidigare har bedrivits. Resultatet i dessa undersökningar visar att de återvätta torvmarkerna minskar den årliga förlusten av kol från systemet och resulterar i en kolbalans som mer liknar en naturlig torvmark. GWP_{100} balansen kan dock fortfarande vara positiv. En rekommenderad åtgärd i de tyska studierna är att ha en vattennivå i det återvätta området på några centimeter under jord för bästa resultat (Beyer and Höper, 2015).

Sammanfattningsvis är slutsatserna i detta kapitel:

- Den dikade torvmarken emitterar växthusgaser, antagligen i samma storleksordning som fordonstrafiken i Sverige. Skogstillväxten på torvmarken binder dock tillfällig in omkring två tredjedelar av dessa växthusgaser till dess att de släpps ut från träprodukter som bryts ned / eldas upp.
- Myrimpedimenten, speciellt de näringsrika, nettoemitterar mest växthusgaser. Emissionerna sker framförallt i form av metan..
- I ett kort tidsperspektiv, dvs. fram till 2050 är utflödet av växthusgaser motsvarande det nuvarande eller större från dikade skogsmarker om torvbruket utökas. Detta framförallt på grund av att emissionerna från det aktiva torvbruket är något större än från den dikade skogsmarken. I det längre tidsperspektivet, 2100, minskar utflödet av växthusgasutflödet vid ett utökat torvbruk eftersom mycket av torvmarken, och därmed även kolet, är borttagen från det system vi studerar.

- Effekterna av naturvård i form av igenläggning är mycket osäkra. Det finns goda internationella erfarenheter från återvätning av torvmarker där torvbruk har bedrivits. Kunskap saknas dock om hur igenläggning påverkar emissionerna från svenska torvmarker och mer forskning behövs i detta område för att identifiera metoder för återvinning som minimerar metanemissionerna.

8. Behov och tillämpning – prövning av torvtäktsärenden

8. 1 Angreppssätt

Inom området *Behov och tillämpning – miljöprövning av torvtäktsärenden* får den kunskap som utvecklats inom övriga delar av projektet sin praktiska tillämpning. Det är nödvändigt att denna kunskap för övriga delar av projektet möter de krav Miljöbalken (förkortas i det följande MB) och Torvlagen ställer upp. Vi har som utgångspunkt använt oss av R*egeringens* och *Riksdagens energipolitiska beslut år 2009* och *prop. 2008/09:144 om enklare och bättre täktbestämmelser*. Vi behandlar i detta kapitel följande:

1. Krav på underlag vid prövning enligt MB.
2. Riktlinjer som gäller för prövning av torvtäkt enligt det energipolitiska beslutet år 2009 och regeringens miljömål.
3. Tillämpning av kunskap vi genererar i projektet vid tillståndsprövning enligt MB.
4. Konsekvenser för prövningen enligt MB mot bakgrund av den kunskap som framkommit i projektet.

8.2 Krav på underlag vid prövning en enligt MB

Projektet utvecklar ett underlag som skall användas för att väga in frågor om klimat och biologisk mångfald vid prövningen enligt MB. Frågan om sammanvägning mellan olika intressen behandlas i avsnitt *7.3 Sammanfattning av naturvård och klimat.* Avsikten är att en sådan kunskap skall tillämpas vid tillståndsprövning för torvtäkt för såväl energi-, odlings- och strötorv. Det gäller med andra ord både MB och Torvlagen även om de materiella prövningsreglerna i båda lagarna i första hand återfinns i MB. Följande krav ställs på ett sådant underlag:

Tydlighet och signifikans – prövning enligt Miljöbalken ställer särskilda krav på tydlighet och genomskinlighet i beslutsunderlaget. Signifikans skulle i detta sammanhang kunna innebära att det går att på ett tydligt sätt urskilja olika värden i torvmark med avseende på växthusgasemissioner och biologisk mångfald.

Jämförbarhet och reliabilitet – ska kunna möjliggöra jämförelser mellan olika undersökta objekt/torvmarker och ge möjlighet till rangordning med avseende på klimat och biologisk mångfald. Det innebär att olika personer som utför denna uppgift i princip skall komma fram till samma slutsats genom att tillämpa den föreslagna metodiken.

Relevans – ansvariga remissinstanser och prövningsmyndigheter i form av Länsstyrelsen, Regeringen och Domstolarna skall kunna bedöma om underlaget är relevant vid prövning enligt MB.

Vi anser att det underlag som tagits fram i projektet rätt hanterat borde kunna tillföra viktig kunskap vid prövning. Avsikten med att ta fram ett sådant kompletterande material är att strukturera ett beslutsunderlag åt företag, remissinstanser, myndigheter och domstolar som kan användas i tillståndsprocessen. Det är den prövande myndigheten som avgör om detta underlag ät tillfyllest vid en prövning enligt MB. Ytterst kan frågan om underlag komma att prövas av Miljödomstolen, Miljööverdomstolen eller regeringen.

8.3 Riktlinjer som gäller för prövning av torvtäkt enligt det energipolitiska beslutet år 2009 och regeringens miljömål

Dessa riktlinjer kompletterar de miljömål som redovisas i *kapitel 5 Förvaltning av påverkad torvmark ur ett nationellt perspektiv*.

Statsmakternas energipolitiska beslut år 2009 (prop. 2008/09:163 och bet. 2008/09:NU25, rskr 2008/09:301) samt prop. 2008/09:144 om enklare och bättre täktbestämmelser

Regeringen lade fast följande riktlinjer och mål i propositionen:

- Torv är en inhemsk energikälla med betydelse för Sveriges försörjningstrygghet.
- Den svenska energipolitiken som baseras på bl.a. ekologisk hållbarhet, försörjningstrygghet och ekonomisk konkurrenskraft rymmer ett inslag av torv, om än i begränsad omfattning.

- Energitorv kan under vissa villkor användas som bränsle med ett samlat bidrag till växthuseffekten som kan vara väsentligt mindre än vad som motsvarar torvbränslets innehåll av kol.
- Under vissa betingelser kan användning av torv ha en positiv nettopåverkan på klimatet.
- Torvproduktion måste ske med stor hänsyn till natur- och kulturvärden.

Riksdagens beslut innehåller följande ställningstagande:

- Riksdagen välkomnar en positiv utveckling för den svenska torvbranschen under förutsättning att en verksamhet bedrivs på ett hållbart sätt.
- Torvproduktion måste också vara ekonomiskt bärkraftig på sina egna villkor inom ramen för de krav på bl.a. miljöhänsyn som ställs upp.
- En ändamålsenlig avvägning mellan klimatrelaterade intressen och bevarande av biologisk mångfald är i dessa sammanhang synnerligen viktig.
- Torv är ett inhemskt bränsle vars bidrag till den svenska energiförsörjningen bör ges vederbörlig uppmärksamhet.
- Dikade torvmarker svarar för ansenliga växthusgasutsläpp och det är därför viktigt att se torvproduktion och torvbränsleanvändning ur ett globalt klimatperspektiv.

Regeringens proposition om enklare och bättre täktbestämmelser

En rimlig utgångspunkt för vårt arbete är Regeringens *proposition 2008/09:144 enklare och bättre täktbestämmelser* som syftade till att förenkla prövningssystemet genom att tydliggöra vad som skall gälla i samband med prövningen enligt MB. I propositionen konstaterades bl.a. följande:

- De största administrativa kostnaderna uppstår i samband med ansökan om tillstånd till miljöfarlig verksamhet.
- Det regelverk som skall tillämpas vid tillståndsprövning bör vara tydligt och ändamålsenligt
- Det står ofta klart för sökanden i vilka områden och för vilket syfte en täktverksamhet enligt de föreslagna bestämmelserna inte får bedrivas, i dessa fall kommer någon prövning överhuvudtaget inte att initieras.

Enlig föredraganden skulle prövningen underlättas genom att man i propositionen skrev in en ny stoppbestämmelse som angav att *värdefulla* torvmarker inte får tas i anspråk för torvtäkt. Begreppet *värdefull* är hämtad från riksdagens mål *Myllrande våtmarker*. Det aktuella lagrummet fick därför följande lydelse:

9 kap 6 c § Om en täkt av torv kräver tillstånd eller anmälan enligt detta kapitel eller föreskrifter som har meddelats med stöd av kapitlet, får täkten inte komma till stånd i en våtmark som utgör en värdefull natur- eller kulturmiljö

I *prop*. *2008/09:144* (s. 21-22) ges exempel på vad som avses med värdefullt. Enligt propositionen

…. omfattar värdefulla våtmarker och sumpskogar våtmarker med höga naturvärden samt våtmarker med höga kulturvärden genom kontinuitet i hävden eller kulturlämningar såsom ängslador, hässjor och bevattningssystem. Höga naturvärden kan bestå i sällsynt eller hotad flora eller fauna och hydrologiskt intakta våtmarker. De våtmarker som har klass 1 eller 2 enligt den nationella våtmarksinventeringen (VMI) får i regel anses ha höga naturvärden. Därutöver kan de kriterier som ligger till grund för klass 1 eller 2 enligt VMI användas som vägledning för en bedömning av om de våtmarker som inte omfattats av inventeringen har höga naturvärden.

Som Naturvårdsverket har påpekat kan även tidigare påverkade våtmarker utveckla höga naturvärden och till värdefulla våtmarker bör därför även räknas sådana våtmarker som bedöms vara viktiga för ekosystemtjänster avseende vattenkvalitet, vattenflöden och kollagring samt sådana som bedöms lämpliga för restaurering för att återfå naturvärden och möjligheter att producera värdefulla ekosystemtjänster.

De våtmarker som omfattas av Naturvårdsverkets myrskyddsplan, som är Natura 2000-områden eller av riksintresse enligt 3 kap. 6 § MB, kan regelmässigt antas ha höga naturvärden. Som Naturvårdsverket har påpekat kan även tidigare påverkade våtmarker utveckla höga naturvärden. Det är inte möjligt att uttömmande ange när en våtmark är att anse som värdefull natur- eller kulturmiljö, utan den bedömningen måste ske i varje enskilt fall. Den föreslagna stoppbestämmelsen är inte avsedd att påverka eventuella generella bevattningsförbud som kan finnas i delar av landet.

En följd av den nya lagstiftningen är att det i praktiken visat sig svårt att uppnå den klarhet som Riksdagens förutsatte vid sitt beslut om *prop. 2008/09:144 om enklare och bättre täktbestämmelser.* Ett medlemsföretag i Svensk Torv räknar med att endast ca 25 % av inlämnade ansökningar erhåller tillstånd. Vi anser att projektet bör kunna skapa en stabilitet vid prövning av torvtäkt. När det gäller biologisk mångfald och klimat understryks dess betydelse i samband med prövning av torvtäkt i Riksdagens energipolitiska beslut år 2009 samt i kapitel 5 Förvaltning av påverkad torvmark ur ett nationellt perspektiv.

8.4 Tillämpning av kunskap vi genererar i projektet vid tillståndsprövning enligt MB

Enligt 2 kap 6 § första stycket MB skall det för en verksamhet som tar ett mark- eller vattenområde i anspråk väljas en plats som är lämplig med hänsyn till att ändamålet ska kunna uppnås med minsta möjliga intrång och olägenheter för människors hälsa och miljön. En sådan beskrivning skall enligt Rubensson 2008 (s. 43) innehålla en redovisning av alternativa platser samt en motivering om varför den önskade platsen har valts i stället för något av alternativen.

När det gäller lokalisering av torvtäkter framhålls dock i *prop. 2008/09:144* (s. 20-21) att i likhet med det som gäller för naturgrus blir betydelsen av lokaliseringsregeln i 2 kap 6 § begränsad vid en prövning av uttag av torv eftersom det även då är fråga om en lägesbunden naturresurs där tillgången är begränsad. Därför bör enligt propositionen införas en särskild bestämmelse som skyddar de våtmarker som utgör värdefulla natur- och kulturmiljöer. En sådan bestämmelse överensstämmer också med miljökvalitetsmålet *Myllrande våtmarker*.

Enligt *Prövningsvägledning för täkter – Lokalisering,* rapport 6605 februari 2014 (s.36) är torv en ändlig naturresurs men marktypen är inte ovanlig. I Sverige finns enligt verket drygt 6 miljoner ha torvmarker. Naturvårdsverket anser därför att torv inte är en sådan fyndighet där möjligheten att hitta alternativa lokaliseringar i allmänhet kan anses vara begränsad.

Den ordning som finns enligt Miljöbalken innebär översiktligt att en prövning av torvtäkt förbereds genom samråd och utförandet av en Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) enligt 6 kap MB. I 6 kap 3 § beskrivs syftet med en MKB och i 6 kap 4 § föreskrivs att samråd skall ske

med Länsstyrelsen, tillsynsmyndigheten och de enskilda som kan antas bli särskilt berörda. Samrådet skall avse verksamhetens eller åtgärdens lokalisering, omfattning, utformning och miljöpåverkan samt MKBns innehåll och utformning.

Vi anser att det systematiska underlag för jämförelse mellan alternativ projektet redovisar ökar möjligheterna att i en MKB jämföra olika torvmarker. Framtagandet av ett sådant underlag möjliggör en jämförelse mellan olika torvmarker även om det i många fall inte är möjligt att fritt välja lokalisering. Här skiljer sig Torvlagen från MB genom att göra det möjligt att i undantagsfall kunna ta i anspråk ett område utan markägarens medgivande. Tillstånd enligt MB förutsätter dock alltid medgivande från markägaren.

Vid tidiga samråd enligt MB skall frågan om lokaliseringsalternativ prövas och vi anser då att den sökande i samråd med Länsstyrelsen, kommunen etc. bör kunna föreslå ett antal lämpliga referensalternativ som kan bedömas i en MKB. En sådan studie fördjupar analysen av en viss speciell täkt med avseende på biologisk mångfald och klimat. Finner man vid en mer samlad bedömning att värdena i den sökta täkten inte skiljer sig signifikant från värden i referenstäkter borde man kunna rangordna olika täkter med avseende på dess värde för i första hand klimat och biologisk mångfald.

Det är viktigt att ta hänsyn till att de torvmarker man söker tillstånd till och aktuella referenstäkter i princip är torvmarker som har lägsta värden enligt VMI, nämligen 3-4. Därför har man i samband med att man tar fram ett antal referensfall redan tagit bort de potentiellt sätt mest skyddsvärda torvmarkerna vilket begränsar möjligheterna att finna torvmarker med så höga värden att de kan anses vara värdefulla.

Däremot kan nämnas att Naturvårdsverket i sin prövningsvägledning (s. 23) noterade att avgränsning och klassning i VMI inte ska uppdateras kontinuerligt i enskilda fall. Detta eftersom enstaka områdens klassning inte kan bedömas utan att man gör en jämförelse med naturvärdesutvecklingen inom ett större område. Finns det däremot en god grund för att ändra bedömningen av en våtmarks naturvärden jämfört med inventeringstillfället kan detta enligt verket ge utslag vid prövning i det enskilda fallet. Mot denna bakgrund anser vi att sökanden vid bedömning från fall till fall bör kunna aktualisera torvmark som återfinns i VMI 1-2 vid samråd om en MKB.

8.5 Konsekvenser för prövningen enligt MB mot bakgrund av den kunskap som framkommit i projektet

Det underlag vi presenterar i denna rapport svarar i stora drag upp mot kraven i 2 kap. 6 § MB om lokalisering. Underlag för bedömningen av lokaliseringen ska enligt 6 kap MB finnas i en MKB. Självfallet innebär detta inte att den nuvarande prövningen på något sätt får eftersättas. Även i fortsättningen krävs att man tar fram ett underlag som på ett allsidigt sätt belyser förutsättningar och restriktioner för en presumtiv torvtäkt. Det gäller kulturminnesvård, rörligt friluftsliv, hydrologi, störningar på närboende, vid drift etc. Även olika inventeringar kan efterfrågas av länsstyrelsen. Detta avgörs vid de samråd som sker inför en MKB. En övergripande bedömning av klimat och biologisk mångfald tidigt i prövningsprocessen i en MKB skapar enligt vår uppfattning stabilitet och möjlighet att som jämförelse studera värden i olika torvmarker. Det leder till en ökad stabilitet och förutsägbarhet i prövningen i linje med regeringens uttalande i *prop. 2008/09:144 om enklare och bättre täktbestämmelser.*

I riksdagens energipolitiska beslut år 2009 uttalas att en ändamålsenlig avvägning bör ske mellan klimatrelaterade intressen och bevarande av biologisk mångfald. Grundläggande bestämmelser rörande avvägning mellan olika intressen vid bl.a. torvtäkt finns i 3 kap MB. I 3 kap 1 § anges att mark- och vattenområden skall användas för det eller de ändamål för vilka områdena är mest lämpade med hänsyn till beskaffenhet och läge samt föreliggande behov. Företräde skall ges sådan markanvändning som medför en från allmän synpunkt god hushållning.

Under senare tid har även emissioner från brukad torvmark i areella näringar fått ökad aktualitet genom en rapport av Mats Olsson (2015). Enligt rapporten utgör växthusgasemissioner från dikade torvmarker en av de enskilt största utsläppskällorna i Sverige även om man jämför med industrin och transportsektorn. Klimat beaktas inte i normalfallet enligt 3 kap MB eftersom täktprövningen i dag huvudsakligen fokuserar olika lokala intressen i 3 kap MB. Resultatet från det här projektet tyder på att växthusgasemissioner som härrör från dikade torvmarker sannolikt är underskattade varför klimatfrågan bör vägas in fortsättningsvis i tillståndsprövningen. Det ställer krav på underlagsmaterial som tydliggör växthusavgång i studerade täkter på ett signifikant sätt.

Erfarenheterna säger oss att det är nödvändigt att tydliggöra dessa växthusgasemissioner för att möjliggöra en avvägning mellan klimat och andra intressen som biologisk mångfald, kulturminnesvård etc. Projektet har utvecklat signifikanta kriterier för torvmark som läcker växthusgaser som kan användas för avvägningar mellan olika presumtiva torvtäkter.

9. Diskussion

Mycket tyder på att exploateringstrycket på skogs- och odlingslandskapet kommer att öka. Förutom traditionellt skogs- och jordbruk blir det alltmer viktigt med att få fram förnybar energi i form av klenvirke, avverkningsrester, stubbar, torv mm. Dessutom behövs det plats för rena exploateringar som vindkraft, vägar mm. Samtidigt finns ett stort behov av ridanläggningar, golfbanor och andra friluftsaktiviteter. Allt detta ska åstadkommas samtidigt som äganderätten respekteras. Även miljö och naturvårdstänkandet har utvecklats. Även om brukandet intensifieras så ska miljöbelastningen minska och det krävs utrymme för alla naturligt förekommande arter att fortleva i livskraftiga populationer (www.miljomal.nu). Behovet av landskapsplanering, och verktyg för bedömning av var i landskapet olika åtgärder bör genomföras är stort.

I det här projektet har vi redovisat en modell för hur man kan bedöma landskapets naturvärden samt klimatpåverkan i samband med olika former av brukande, framförallt med avseende på torvbruk. Med hjälp av en landskapsanalys går det att bedöma vilka områden som är lämpliga för torvbruk, skogsbruk eller naturvård. Analysen är dock inte heltäckande för att bedöma lämpliga områden för torvbruk, utan är begränsad till naturvärden och klimat. Några faktorer som behöver tillkomma är vattenkvalitet, sociala värden, buller mm.

9.1 Bedömning av naturvärden

I den här studien har vi visat att begreppet naturvärde inte är entydigt utan kan definieras på många olika sätt. Många, men inte alla, av definitionerna samvarierar med varandra, positivt eller negativt. Bristen på tydlighet från politiker och myndigheter när det gäller naturvärde medför en ineffektiv naturvård eftersom olika aktörer pratar förbi varandra vilket kan leda till onödiga konflikter. I MKB sammanhang är det viktigt för

verksamhetsutövare att veta vilka naturvärdesfaktorer som är viktiga att belysa, och myndigheterna behöver veta vilka faktorer som bidrar till höga naturvärden.

Ett av de viktigaste underlagen vid bedömning av naturvärden på torvmark är våtmarksinventeringen. Inom ramen för den inventeringen fastställdes tydliga definitioner av naturvärde. På basis av detta klassades våtmarkerna i fyra naturvärdesklasser, där klass 1 hyser högsta naturvärden, medan klass 4 hyser lägsta naturvärden. Enligt Naturvårdsverkets rekommendationer bör länsstyrelserna vara ytterst restriktiva med tillstånd för torvuttag på våtmarker inom klass 1 och 2, men även våtmarker inom klass 3 och 4 bör prövas noga. Om torvnäringen tar till sig detta och i huvudsak inriktar sig på våtmarker inom klass 3 och 4 så återstår ändå frågan hur naturvärdena på dessa områden ska bedömas. Oftast görs fältinventeringar, framför allt av fåglar, där förekomst av rödlistade arter på våtmarker väger tungt för bedömningen. Problemet med en sådan metod är emellertid att rödlistade arter kan saknas även om miljön är optimal. Rena slumpfaktorer kan göra att arten tillfälligtvis är borta. Det kan också vara så att arten finns där, men missas av inventeraren. Motsatsen kan också gälla, det vill säga att rödlistade arter påträffas i områden där miljön egentligen är olämplig. Enstaka individer har råkat hamna där, men populationen är inte livskraftig. Tanken med metoden i vår studie är att man ska fokusera på potentiella naturvärden. Det handlar mer om miljöer än förekomst av enstaka arter. Med hjälp av en grundläggande landskapsanalys kan man sålla fram myrar med högre respektive lägre potential att hysa naturvärden. När man slutligen går ut i fält bör man bara ha någon enstaka myr att undersöka, och man bör veta exakt vilka värden man behöver kontrollera i fält. Det man undersöker i fält kan vara sådant som är svårt eller omöjligt att se på flygfoton, t.ex. punktobjekt som gamla träd, död ved etc.

Den föreslagna metoden fungerar i ett intensivt brukat landskap (skogsbruk, jordbruk) där naturvärdena förekommer mer eller mindre isolerat från varandra, dvs. ett storskaligt fragmenterat landskap. Torvmarkerna som ska bedömas är dränerade och hör till de lägsta naturvärdesklasserna i VMI. I ett sådant landskap är sällan förekomst av rödlistade arter bra indikatorer på höga värden (eftersom sådana strukturer där rödlistade arter ofta påträffas saknas, t.ex. nyckelbiotoper, naturskogar, opåverkade myrar). Naturvärden finns, men det handlar mer om variation av miljöer, och myrmarkerna utgör ett inslag i det hårt brukade skogslandskapet som trots påverkan ger en ganska hög mångfald av ”triviala” arter.

Metoden fungerar inte i ett småskaligt brukat landskap där det finns gott om höga naturvärden och där myrarna klassats med högre naturvärdesklasser, men sådana landskap bör inte vara aktuella för torvbruk eller dränering och skogsbruk.

Metoden baseras på kartläggning av befintliga värden, både sådana som myndigheterna har identifierat, och sådana värden som kan identifieras via flygfoton i kombination med data över skogstillståndet. Baserat på detta underlag görs en landskapsanalys där konnektiviteten mellan naturvärdesbiotoperna väger tungt. Konnektivitetens betydelse är emellertid svårtolkad. Det man får fram är en siffra (enhetslös) som kan jämföras mellan olika biotoper och olika myrar. Om man t.ex. beaktar arter knutna till gammelskog så är den teoretiska grunden den att sannolikheten att arterna överlever är större i ett landskap med stora arealer av gammelskog som ligger nära varandra. Ju närmare till varandra desto bättre. Det finns dock inte något absolut konnektivitetsvärde som säger att konnektiviteten är för låg för att arterna ska kunna spridas och överleva. Det är en relativ, inte en absolut skala. Alla landskap hyser vissa naturvärden och det finns alltid en viss potential för arterna, men förutsättningarna är olika, och det gäller att identifiera de landskap som har störts respektive lägst förutsättningar.

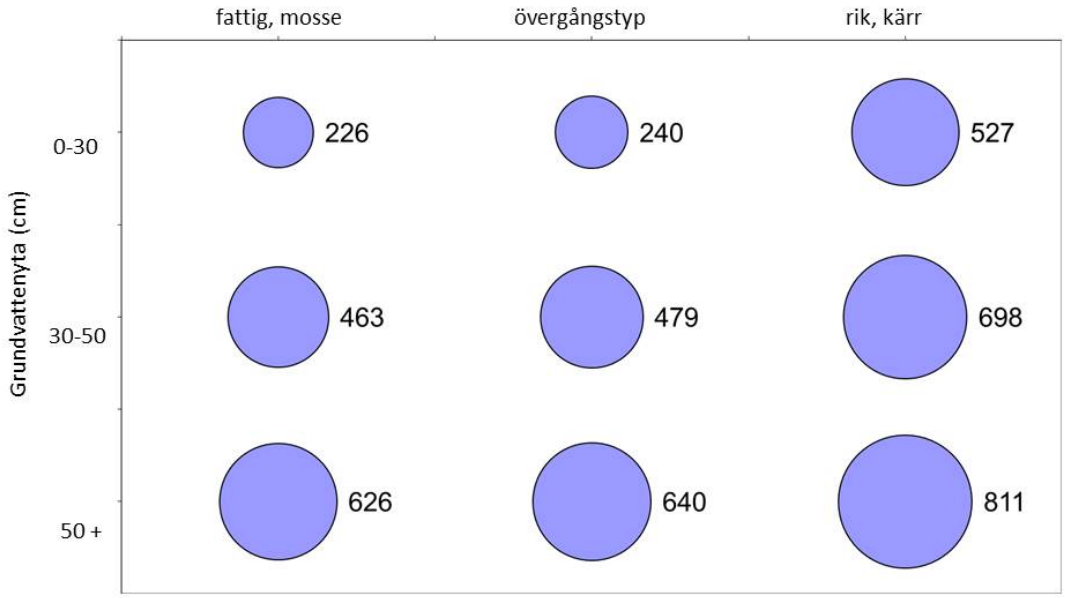
Att landskapets konfiguration har betydelse för populationers överlevnad är väldokumenterat. Ett av de mest väldokumenterade sambanden är t.ex. relationen mellan överlevnad och areal, samt artantal och areal. Ju större habitatyta desto större population och desto större överlevnadschans. Om habitatöarna minskar så minskar populationsstorleken och överlevnaden, såvida inte individer kan migrera till andra närliggande habitatöar. För spridningsbegränsade arter är konnektiviteten avgörande om deras habitat är fläckvis utbredda i landskapet. Finns det då några bevis för att modellen fungerar för det habitat, torvmark, vi valt att arbeta med. Svårigheten med att validera modellen ligger framförallt i att hitta arter som är så välinventerade att det går att göra en analys. Vår analys av starrgräsfjärilens utbredningsmönster i Östergötland visar emellertid på ett exempel på en spridningsbegränsad art vars överlevnad ökar med större habitatyta och/eller med ökad konnektivitet. Detta ger oss stöd för att påstå att habitatkvaliteten i kombination med landskapets konfiguration (grön infrastruktur är en populär term) är de faktorer som skapar möjligheter för arter att fortleva i landskapet.

För att myndigheterna, t.ex. länsstyrelsen, ska kunna tolka uppgifter om konnektivitet krävs att man kan sätta in data i ett sammanhang, och veta vilka data som motsvarar hög respektive låg konnektivitet. Med hjälp av en snabb analys av ett antal slumpmässigt valda myrar i Småland fick vi fram ett spridningsmått för konnektiviteten av sumpskog och öppen myr. Om vi utgår från konnektiviteten av sumpskog och jämför värdena från våra tre undersökningsområden med medelvärdet för alla 10 landskap, visar det sig att en av myrarna, nämligen Danemosse, utmärker sig med en ovanligt hög konnektivitet (tabell 7). Landskapet runt Danemosse hyser även en stor andel sumpskog (tabell 5). Slutsatsen blir i detta exempel att Danemosse har stor potential att bevara värden knutna till sumpskogar, jämfört med andra myrmarksområden i Småland, och det kan därför vara lämpligt att satsa på att förstärka värdena just där.

9.2 Bedömning av klimatpåverkan

De sammanlagda emissionerna av växthusgaser från torven, uttryckt som CO_{2ekv} per m^2 och år, visade starka gradienter mot näringsrika vegetationstyper och dränerade förhållanden (tabell 11 och 14, figur 19). Metan och koldioxid uppvisade sinsemellan motsatta bilder vad gäller relationen till grundvattenytan. Metanemissionen steg och koldioxidemissionen sjönk vid högre grundvattenyta. Vi tillämpade i denna studie GWP_{100}-värde på 34 för metan (IPCC 2013). I tidigare IPPC rapporter har GWP100-värde på 23 angivits. Detta betyder att ökande metanemissioner vid högre grundvattenyta får relativt större vikt i denna rapport än i många andra tidigare sammanställningar. Det måste också specifikt påpekas att mätningarna av CO_2 emissionerna genomförts med s.k. ”dark chamber” teknik. Det betyder att eventuellt upptag av CO_2 i markvegetation genom fotosyntes inte ingår. Inte heller ingår ackumulering av C i marken genom förnatillförsel från vegetationen. I ett längre perspektiv torde dock det fotosyntetiska upptaget balanseras av heterotrof respiration, dvs. nedbrytning av förna från markvegetation och träd. Vid väldränerad mark är C-ackumuleringen från förna därför låg och i många fall försumbar. Från skogbevuxen mark (t.ex. Berggren Kleja: 2008) redovisas t.ex. en årlig långsiktig ökning av markens C-förråd på dränerad mark (mineraljordar) med till 6-10 g C m^{-2} $år^{-1}$ (Berggren Kleja et al. 2008). Detta motsvarar ca 20-40 g CO_2 m^{-2} $år^{-1}$, vilket således motsvarar en överskattning av långsiktiga emissionen på väldränerad mark (grundvattenytan djupare än 50cm). Dock är

överskattningen relativt försumbar gentemot de emissioner som redovisas i tabell 13 (500 – 800 g CO_2 per m^2 och år).



Figur 19. Nettoflöde av växthusgaser från torven (torvackumulering samt avgång av CO_2, N_2O och CH_4 uttryckt som g CO_2 ekvivalenter per m^2 och år). Observera att upptag i skogsbiomassa inte är inkluderat.

På dränerad torvmark finns ett stort potentiellt upptag av CO_2 i trädvegetationen. Upptaget stiger med sjunkande grundvattenyta och med stigande näringstillgång (tabell 13). Störst potentiellt upptag med 1082 g CO_2 sker således vid grundvattenytan 50 cm+ och rik markvegetation. Nettot mellan markens emission och trädens potentiella upptag (ekosystemet nettoemission) blev negativt, dvs. ett nettoupptag (sänka) för samtliga analyserade vegetationstyper vid en grundvattenyta djupare än 30 cm, men positivt (dvs. källa) för grundvattenytor ytligare än 30 cm. Dock, med den snävare synen på skogssänkans långsiktiga värde, baserat på undvikta utsläpp genom substitution, kan skogen inte i något fall fullt ut kompensera för emissionerna genom torvoxidationen.

9.3 Sammanvägning av naturvård och klimat

Målen om minskad klimatpåverkan och bevarandet av biologisk mångfald går i vissa avseenden hand i hand, men står ibland i ett motsatsförhållande. Opåverkade torvmarker utgör viktiga kolsänkor, men emitterar andra växthusgaser, främst i form av metan. Att bevara dessa opåverkade kan dock vara bra från andra aspekter än just klimatfrågan. Dränerade torvmarker ger också nettoemissioner av växthusgaser som kan öka om man vidtar naturvårdande åtgärder som att täppa igen diken med syfte att höja grundvattennivån. Ur ett strikt klimatperspektiv vore bästa lösningen för sådana marker att odla skog, möjligen i kombination med torvuttag. Å andra sidan kan naturvårdande åtgärder som att täppa igen diken ibland ge stora naturvärden. När det gäller att välja vilka torvmarker som är lämpligast för torvbruk finns det också ett motsattsförhållande mellan klimat och naturvård. De torvmarker som är mer näringsrika hyser ofta högre naturvärden, men avger samtidigt mer växthusgaser, än områden som är näringsfattiga och som därmed hyser lägre naturvärden. Den torv som vore bäst att bruka ur ett klimatperspektiv är inte alltid bäst ur ett naturvårdsperspektiv. Eftersom riksdagen har slagit fast att alla mål ska uppnås och att det inte finns någon prioritering mellan målen kan inte enbart klimat eller biodiversitet vara styrande. Enda möjligheten att optimera flera mål är att arbeta på landskapsnivå istället för på objektsnivå. På landskapsnivå måste objekten graderas från högsta till minsta naturvärde och från högsta till minsta klimatpåverkan, och i slutändan väljs det objekt där påverkan är minst negativ ur naturvårdssynpunkt och mest positiv ur klimatsynpunkt (självklart finns det en mängd andra faktorer som också måste vägas in). För ett enskilt torvföretag är en sådan avvägning inte möjlig (man har kanske ett fåtal torvmarker att välja på) men för en länsstyrelse skulle det vara fullt möjligt att ha en sådan övergripande kunskap.

9.4 Konsekvenser på nationell nivå

Internationella konventioner och miljömål av relevans för naturvård och torvmarker syftar alla att värna och bevara våtmarken som livsmiljö och dess arter och utgör ett ramverk för länsstyrelsens tillståndsprövning. Art- och habitatdirektivet tar dock ett steg till och gör en ansats att bedöma vilka och hur mycket våtmarkshabitat som finns och hur mycket som behöver finnas för att bibehålla eller erhålla en ”gynnsam bevarandestatus” för dessa habitat. I denna studie har vi därför valt att använda Art- och habitatdirektivet som stöd för

att i ett nationellt perspektiv identifiera de torvmarker som bör förvaltas, skötas eller kanske skyddas i någon form av områdesskydd. Målsättningen med detta tillvägagångssätt var att undersöka om det finns något utrymme för torvuttag, eller annan exploatering, samtidigt som gynnsam bevarandestatus erhålls. Den önskvärda totalarealen, eller den areal som bedöms behövas för gynnsam bevarandestatus, är för de torvbildande myr-naturtyper 4,7 Mha fördelat över Sveriges boreala och kontinentala områden (Tabell 16). I Sverige är det framförallt kvalitén på existerande våtmarkerna som måste förbättras för vi ska nå gynnsam bevarandestatus. Ett problem i nuläget är att utpekade naturtyper finns beskrivet i form av arealer men att dessa arealer inte är kopplade till geografisk information. Det är därför i dagsläget, inte möjligt att utifrån Art och Habitatdirektivet fastställa lämplig lokalisering för torvuttag. En utveckling av geografisk information skulle dock markant kunna förbättra möjligheterna till att utveckla nationella strategier för torvbruk samt förenkla tillståndsprocesser.

Från ett nationellt perspektiv är de största hoten mot torvmarkerna skogsbilsvägar, skogsproduktion, igenväxning och kvävedeposition, medan torvnäringens påverkan är marginell. Konsekvenserna av torvuttag på lokal och regional nivå kan dock vara betydande eftersom torvbruket bedrivs fokuserat till vissa län och kommuner.

Den dikade torvmarken släpper ut växthusgaser. Enligt uppskattningar i samma storleksordning som fordonstrafiken i Sverige, det vill säga i betydande mängd. Det är dikad torvmark med produktiv skog som totalt sett släpper ut mest växthusgaser eftersom denna marktyp är den vanligast förekommande. Dessa torvmarker står dock samtidigt för det största upptaget av växthusgaser i form av uppbindning i trädbiomassa. Per ytenhet är det i stället myrimpedimenten som ger upphov till de största växthusgasutsläppen. Myrimpedimenten har inte tillräcklig god skogsproduktivitet vilket inte ger samma uppbindning av koldioxid i trädbiomassa och avger även metangas. Viss inbindning sker dock i markvegetationen och torven. Impedimenten bör ur detta hänseende vara mest lämpliga för torvbruk. Men en sådan förvaltning kan stå i konflikt med en förvaltning som gynnar naturvården eftersom dessa ytor kan vara värdefulla ur ett naturvårdsperspektiv och att det finns en politisk vilja till att lägga igen dikade myrimpediment vilket uttryckts i miljömålen myllrande våtmarker och i propositionen för biologisk mångfald och ekosystemtjänster.

I klimatrapportering enligt Klimatkonventionen ska de årliga kolpoolsförändringarna rapporteras för brukad mark från 1990 och framåt (IPCC 2003). Landarealen delas i rapporteringen upp i kategorierna Skogsmark, Jordbruksmark, Betesmark, Bebyggd mark, Våtmark och Annan mark där de båda sista anses obrukade. Eftersom Sverige har valt att betrakta annan mark och våtmark som obrukade kategorier beräknas inga kolförrådsförändringar för dessa. En liten andel våtmark som används för torvbrytning rapporteras dock. En nationell diskussion runt dessa frågor och en uppbyggnad av kunskap är relevant eftersom målen och klimatrapporteringar förändras. Redan nästa uppföljning kommer all markanvändning med största sannolikhet behöva inkluderas.

Ett ökat torvbruket ger det ingen större effekt på emissionerna från LULUCF-sektorn eftersom de utgör en sådan liten del av den totala markanvändningen på dikad torvmark Ett måttligt utökat torvbruk har en måttlig positiv effekt. Det finns en politisk vilja att restaurera de dikade torvmarkerna. Hur dessa restaureringar utförs påverkar dock utfallet och kolbalansen. Mer svensk forskning runt återställande av tidigare dikade, och dränerade torvmarker behövs för att undersöka växhusgasflöden från sådan aktiv naturvård över tid och att studera tekniker och metoder för att på bästa sätt reducera kolförlusten.

9.5 Hur blir modellen tillämpbar?

Vi har i kapitel 6 närmare beskrivit hur den kunskap som genereras i projektet kan anpassas till prövning enligt Miljöbalken och Torvlagen. En avgörande fråga är härvid att modellen kan ta fram underlag med tillräcklig kvalité som svarar upp mot de krav som i fh MB ställer på prövning av torvtäktärenden.

Täktärenden med ett fördjupat underlag rörande biologisk mångfald och emissioner av växthusgaser, enligt rapportens modell, ger ett bättre beslutsunderlag. Det krävs dock att även andra intressen och frågor från fall till fall kan bedömas i samband med att en MKB genomförs. Klimatfrågan har fått en ökad tyngd genom insikten om att dessa emissioner hittills har underskattats.

Samtidigt förefaller projektet vara ett relevant sätt att hantera frågor eftersom prövningsmyndigheten ofta ställer krav på bedömning av alternativ. Naturvårdsverkets

Våtmarksinventering (VMI) kan i sammanhanget ge ledning för bedömningarna även om det underlag som VMI bygger på börjar bli föråldrat.

Inom ramen för MKB bör man systematiskt kunna komplettera med biologisk mångfald och klimat enligt rapportens modell, samt med andra intressen, så att det blir möjligt att uppfylla lagstiftningens krav. Vid sidan om en vidareutvecklad metodik för dessa intressen bör även analyser avseende biologisk mångfald och klimat ur ett nationellt perspektiv, som också lyfts fram i projektet, kunna ge ett kompletterande underlag.

Även nyttan av att ta i anspråk torv bör beaktas i sammanhanget.

Det är angeläget att genom fallstudier klarlägga om hanteringen enligt denna modell uppfyller lagstiftningens syfte. En viktig aspekt i detta sammanhang är att klarlägga att den tidiga bedömningen har en hög ”träffsäkerhet” i så måtto att man åtminstone översiktligt kan bedöma möjligheterna att få till stånd ett visst projekt redan i denna fas av prövningen.

10. Slutsatser

Torvmarker är en värdefull resurs som kan användas på olika sätt, t.ex. för naturvård, torvbruk eller skogsbruk. För en så effektiv resursanvändning som möjligt är det viktigt med metoder för att kunna optimera användningen på landskapsnivå, dvs. att marken brukas på ett sätt så att utdelningen blir så stor som möjligt i enlighet med samhällets uppsatta mål.

Vi presenterar i den här rapporten en metod för bedömning av torvmarkernas potentiella naturvärden på landskapsnivå. Med hjälp av modellen är det möjligt att fastställa torvmarkernas relativa naturvärde och få vägledning om vilka torvmarker som kan ge störst, respektive minst naturvårdsnytta.

Vi presenterar även en modell för bedömning av växthusgasemissioner, som också kan vägas in vid olika markanvändningsalternativ.

Konsekvenser av torvbruk på nationell nivå med avseende på växthusgasemissioner och naturvård diskuteras. Vi konstaterar att torvbrukets påverkan i Sverige på växthusgasemissioner (om man bara ser till markanvändning och bortser från transporter mm) varken är positiv eller negativ eftersom omfattningen är mycket begränsad i dagsläget.

Det kan finnas en konflikt mellan klimat och naturvård på så sätt att de marker med höga naturvärdena, som därmed bör bevaras, kan avge stora mängder växthusgaser. Genom att beakta klimat och naturvård i ett landskapsperspektiv bör man dock kunna hantera detta på ett sätt så att både mångfaldsmål och klimatmål kan uppnås.

Modellen kan bli ett viktigt komplement till övriga prövningar som görs i MKB, men den bör först utvärderas i ett konkret torvtäktsärende.

11. Tack

Projektet finansierades med stöd från Energimyndigheten. En referensgrupp har varit knuten till projektet. Ett stort tack till Anna Lundborg, Stefan Östlund, Kristofer Paulsson, Kristian Schoning och Coralie Chasset. Ett särskilt tack till Susanna Toller som deltog i projektet från start och designade projektet. Susanna bytte emellertid jobb och kunde därför inte medverka genom hela projektet.

12. Referenser

Alm, J., Shurpali, N. J, Minkkinen, K., Aro, L., Hytönen, J., Laurila, T., Lohila, A., Maljanen, M., Martikainen, P. J., Mäkiranta, P., Penttilä, T., Saarnio, S., Silvan, N., Tuittila, E.-S. & Laine, J. 2007. Emission factors and there uncertainty for the exchange of CO2, CH4 and N2O in Finnish managed peatlands. Boreal Environment Research (12), 2, 191-209.

Almstedt Jansson, M. Ebenhard, T. & de Jong, J. 2011. (ed.) Naturvårdskedjan – för en effektivare naturvård. CBM:s skriftserie 48. Centrum för biologisk mångfald, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

von Arnold, K., Hånell B., Stendahl, J. & Klemedtsson, L. 2005. Greenhouse gas fluxes from drained organic forest land in Sweden, Scandinavian Journal of Forest Research 20: 400-411.

Artdatabanken 2008. Arter & naturtyper i habitatdirektivet - tillståndet i Sverige 2007. SLU, Uppsala.

Artdatabanken. 2014. Sveriges rapportering till EU – Art och habitatdirektivet, artikel 17 – bevarandestatus för Sverige 2013. SLU. Uppsala.

Begon, M., Harper, J. L. & Townsend, C. R. 1986. Ecology – Individuals, populations and communities. Blackwell scientific publications. Oxford.

Bellisario, L. M., Bubier, J. L., Moore, T. R. & Chanton, J. P. 1999. Controls on CH4 emissions from a northern peatland. *Global Biogeochemical Cycles* (13), 1, 81-91.

Beyer and Höper. 2015. Greenhouse gas exchange of rewetted bog peat extraction sites and a Sphagnum cultivation site in northwest Germany. Biogeosciences, 12, 2101-2117.

Berggren Kleja, D., Svensson, M., Majdi, H., Jansson, P.-E., Langvall, O., Bergkvist, B., Johansson, M.-B., Weslien, P., Truusb, L., Lindroth, A. & Ågren, G.I. 2008. Pools and fluxes of carbon in three Norway spruce ecosystems along a climatic gradient in Sweden. Biogeochemistry, Vol 89, No 1, 7-25.

Botequilha Leitão, A., Miller, J., Ahern, J. & McGarigal, K. 2006. Measuring landscapes – a planner's handbook. Island press. Washington.

Christensen, P., Glimskär, A., Hedblom, M. & Ringvall, A. 2008. Myrarnas areal och vegetation: skattningar från provytedata i NILS 2003-2007. Arbetsrapport 237 2008. Sveriges lantbruksuniversitet. Institutionen för skoglig resurshushållning. SLU. Umeå.

Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärisch, S., Dubovik, D., Liashchynskaya, N., Michaelis, D., Minke, M., Skuratovich, A. & Joosten, H. 2011. Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia* 674, 67-89.

Duddleston, K. N., Kinneyet, M. A., Kiene, R. P. & Hines, M. E. 2002. Anaerobic microbial biogeochemistry in a northern bog: Acetate as a dominant metabolic end product. *Global Biogeochem. Cycles*, 16(4), 1063, doi:10.1029/2001GB001402, 2002.

Ebenhard, T. 1995. Våtmarksfjärilar I ett fragmenterat landskap – små populationers överlevnad. Entomologisk tidskrift 116: 73-82.

Edenhamn, P., Ekendahl, A., Lönn, M. & Pamilo, P. 1999. Spridningsförmåga hos svenska växter och djur. Rapport 4964. Naturvårdsverket. Stockholm.

Europeiska unionens råd. 1992. Rådets direktiv 92/43/EEG om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter, Art och Habitatdirektivet. Bryssel.

Europeiska unionens parlament och Europeiska unionens råd. 2009. Europaparlamentets och rådets direktiv 2009/147/EG av den 30 november 2009 om bevarande av vilda fåglar. Europaparlamentet. Bryssel.

Europiska unionens råd. 2010. Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter. Europeiska unionens officiella tidning Bryssel.

European Environmental Agency, (2014). Biogeographical regions http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/biogeographical-regions-europe (hämtad 2015-05-25)

Ferry, J. G. 1992. Methane from acetate. *J. Bacteriol.* 174(17), 5489-5495.

Franzén, L. G. 2006. Increased decomposition of subsurface peat in Swedish raised bogs: are temperate peatlands still net sinks of carbon? *Mires and Peat* (1), Art. 3. (Online: http://www.mires-and-peat.net/map01/map_1_3.pdf)

Frolking, S., Roulet, N.T., Moore, T.R., Richard, P.J.H., Lavoie, M. & Muller, S.D. 2001. Modelling northern peatland decomposition and peat accumulation. *Ecosystems* 4, 479-498.

Glatzel, S., Forbrich, I., Krüger, C., Lemke, S. & Gerold, G. 2008. Small scale controls of greenhouse gas release under elevated N deposition rates in a restoring peat bog in NW Germany. *Biogeosciences*, 5, 925-935.

Gorham, E. 1995. The biogeochemistry of northern peatlands and its possible response to global warming. In: Woodwill et al (eds): Biotic feedbacks in the global climatic system: Will warming speed the warming? New York, Oxford University Press, p 167-187.

Gunnarsson, U. & Löftoth, M. 2009. Våtmarksinventeringen – resultat från 25 års inventeringar. Nationell slutrapport för våtmarksinventeringen (VMI) i Sverige. Rapport 5925. Naturvårdsverket. Stockholm.

Günther, A., Huth, V., Jurasinski, G., and Glatzel, S. 2014. The effect of biomass harvesting on greenhouse gas emissions from a rewetted temperate fen, GCB Bioenergy, doi:10.1111/gcbb.12214.

Hagberg L., and Holmgren K. 2008. The climate impact of future energy peat production. IVL Report B1796. IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd. 58pp.

Hånell, B. 1990. Torvtäckta marker, dikning och sumpskogar i Sverige. Skogsfakta nr 22. SLU, Umeå. 6 pp.

Hånell, B. 2009. Möjlighet till höjning av skogsproduktionen i Sverige genom dikesrensning, dikning och gödsling av torvmarker. In: Fahlvik, N., Johansson, U., Nilsson, U. (eds.). Skogsskötsel för ökad tillväxt. Faktaunderlag till MINT-utredningen. SLU, Rapport. ISBN 978-91-86197-43-8. Bilaga 4:1-28.

Hånell, B. 1984. Skogsdikninsboniteten hos Sveriges torvmarker. Sverige lantbruksuniversitet, Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära. Rapport 50: 1-121.

Hånell, B. 1990. Torvtäckta marker, dikning och sumpskogar i Sverige. *Skogsfakta* nr 22. Sveriges lantbruksuniversitet, 6 ss.

IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2003.

Joosten, H. & Clarke, D. 2002. *Wise Use of Mires and Peatlands - background and principles including a framework for decision-making.* International Mire Conservation Group and International Peat Society, 304 pp.

Jungkunst, H. F., Flessa, H., Scherber, C. & Fiedler, S. 2008. Groundwater level controls CO2, N2O and CH4 fluxes of three different hydromorphic soil types of a temperate forest ecosystem. *Soil Biology & Biochemistry*, 40, 2047-2054.

Kasimir Klemedtsson, Å., Weslien, P. & Klemedtsson, L. 2009. Methane and nitrous oxide fluxes from a farmed Swedish histosol. *European Journal of Soil Science*, 60, 321–331.

Keller, J. K. & Bridgham, S. D. 2007. Pathways of anaerobic carbon cycling across an ombrotrophic-minerotrophic peatland gradient. Limnol. Oceanogr. 52(1), 96-107.

Klemedtsson, L., Weslien, P., von Arnold, K., Ågren, G., Nilsson, M. & Hånell, B. 2002. Greenhouse gas emissions from drained forests in Sweden. Progress Report 1999–2002. LUSTRA (Land Use Strategies for Reducing Net Greenhouse Gas Emissions), Department of Forest Soils, SLU, Uppsala. 45-67.

Komulainen, V.-M., Nykänen, H., Martikainen, P. J. & Laine, J. 1998. Short-term effect of restoration on vegetation change and methane emissions from peatlands drained for forestry in southern Finland. *Canadian Journal of Forest Research*, 28, 402-411.

Krebs, C. J. 1985. Ecology – The experimental analysis of distribution and abundance. Harper & Row. New York.

Laine, J., Silvola, J., Tolonen, K., Alm, J., Nykänen, H., Vasander, H., Sallantaus, T. Savolainen, I., Sinisalo, J. & Martikainen, P. J. 1996. Effect of Water-Level Drawdown on Global Climatic Warming: Northern Peatlands. *Ambio,* 25 (3), 179-184.

Larsson, S., Lundmark, T. & Ståhl, G. 2009. Möjligheter till intensivodling av skog. Slutrapport från regeringsuppdrag Jo 2008/1885.

Lindenmayer, D. B. & Hobbs, R. J. 2007. Managing and designing landscapes for conservation. Blackwell publishing. Oxford.

Lindgren, A. and Lundblad, M., 2014. Towards new reporting of drained organic soils under the UNFCCC – assessment of emission factors and areas in Sweden. Naturvårdsverket, Stockholm.

Lohila, A., Minkkinen, K., Aurela, M., Tuovinen, J.-P, Penttilä, T., Ojanen, P & Laurila, T. 2011. Greenhouse gas flux measurements in a forestry-drained peatland. *Biogeosciences*, 8, 3203-3218.

Mahmood, Md. S. & Strack, M. 2011. Methane dynamics of recolonized cutover minerotrophic peatland: Implications for restoration. *Ecological Engineering* **37**, 1859-1868.

Maljanen, M., Sigurdsson, B. D., Guðmundsson, J., Óskarsson, H., Huttunen, J. T. & Martikainen, P. J. 2009. Land-use and greenhouse gas balances of peatlands in the Nordic countries – present knowledge and gaps. *Biogeosciences Discussions*, **6**, 6271-6338.

Marinier, M., Glatzel, S. & Moore, T. R. 2004. The role of cotton-grass (Eriophorum vaginatum) in the exchange of CO2 and CH4 at two restored peatlands, eastern Canada. *Ecoscience* (11), 2, 141-149.

Minkkinen, K., Laine, J., Shurpali, N. J., Mäkiranta, P., Alm, J. & Penttilä, T. 2007. Heterotrophic soil respiration in forestry drained peatlands. *Boreal Environment Research* (12), 2, 115-126.

Myhre, G., D. Shindell, F.-M. Bréon, W. Collins, J. Fuglestvedt, J. Huang, D. Koch, J.-F. Lamarque, D. Lee, B. Mendoza, T. Nakajima, A. Robock, G. Stephens, T. Takemura and H. Zhang (2013) "Anthropogenic and Natural Radiative Forcing". In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Naturvårdsverket. 2011. Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1. Rapport 04493-11. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket. 2012a. Sveriges miljömål. http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/ (hämtad 2015-05-25).

Naturvårdsverket 2012b. Steg på vägen – en fördjupad utvärdering av miljömålen 2012. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket. 2015. 2015 års fördjupade utvärdering av Myllrande våtmarker. http://www.miljomal.se/Global/24_las_mer/rapporter/malansvariga_myndigheter/2015/fu2015-per-mkm/myllrande-vatmarker-2015.pdf (hämtad 2015-05-25)

Nilsson, M., Mikkelä, C., Sundh, I., Granberg, G, Svensson, B.H. & Ranneby, B. 2001. Methane emission from Swedish mires: National and regional budgets and dependence on mire vegetation. Journ. Geophys. Research, Vol 10, No D18, 20 847-20860.

Nilsson, M., Sagerfors, J., Buffam, I., Laudon, H., Eriksson, T., Grelle, A., Klemedtsson, L., Weslien, P. & Lindroth, A. 2008. Contemporary carbon accumulation in a boreal oligotrophic minerogenic mire – a significant sink after accounting for all C-fluxes. *Global Change Biology*, **14**, 2317-2332.

Nykänen, H., Alm, J., Lång, K., Silvola, J. & Martikainen, P. J. 1995. Emissions of CH_4, N_2O and CO_2 from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. *Journal of Biogeography*, **22**, 351-357.

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**, 411-421.

Ojanen, P, Minkkinen, K. & Penttilä, T. 2013. The current greenhouse gas impact of forestry-drained boreal peatlands. *Forest Ecology and Management*, **289**, 201-208.

Päivänen, J. & Hånell, B. 2012. Peatland ecology and forestry – a sound approach. University of Helsinki, Department of forest sciences, publications 3, 267 pp.

Pearson, M., Saarinen, M., Minkkinen, K., Silva, N. & Laine, J. 2012. Short-term impacts of soil preparation on greenhouse gas fluxes: A case study in nutrient-poor, clearcut peatland forest. *Forest Ecology and Management*, **283**, 10-26.

Regeringskansliet. 1975. Sveriges internationella överenskommelser (SÖ). Konvention om våtmarker av internationell betydelse i synnerhet såsom livsmiljö för våtmarksfåglar-SÖ 1975:76. Utrikesdepartementet

Regeringskansliet. 1993. Sveriges internationella överenskommelser (SÖ). Konvention om biologisk mångfald - SÖ 1993:77. Utrikesdepartementet

Regeringskansliet. 2003. Förenta nationernas ramkonvention om klimatförändringar. SÖ 1993:13, IPCC.

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. *Biogeochemistry,* **35**, 401-418.

Saarnio, S., Morero, M., Shurpali, N. J., Tuittila, E. S., Mäkilä, Markku & Alm, J. 2007. Annual CO2 and CH4 fluxes of pristine boreal mires as a background for the lifecycle analyses of peat energy. *Boreal Environment Research* (12), 2, 101-113.

Sathre, R. & O'Connor, J. 2010. Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. Environmental Science and Policy 13. 104-114.

Silvola, J., Alm, J., Ahlholm, U., Nykänen, H. & Martikainen, P. J. 1996. Fluxes from peat in boreal mires under varying temperature and moisture conditions. *Journal of Ecology* (84), 2, 219-228.

Soulé, M. 1986. (ed.). Conservation biology – The science of scarcity and diversity. Sinauer ass. Inc. Sunderland.

SCB. 2013. Torv 2012 Produktion, användning, miljöeffekter. Statistiska meddelanden. MI 25 SM 1301. ISSN 1654-3955 Serie MI – miljövård och naturresurshållning.

Strack, M. 2008 *Peatlands and Climate Change*. International Peat Society, 223 pp.

Succow, M. & Joosten, H. 2001. *Landschaftsökologische Moorkunde* (*Landscape Ecology of Peatlands*), Second Edition, Schweizerbart, Stuttgart, 622 pp. (in German).

Sundh, I., Nilsson, M., Mikkelä, C., Granberg, G. & Svensson, B. H. 2000. Fluxes of methane and carbon dioxide on peat-mining areas in Sweden. *Ambio* (29), 8, 499-503.

Tolonen, K., Vasander, H., Damman A.W.H. & Clymo, R.S. 1991. Preliminary estimate of long-term carbon accumulation and loss in 25 boreal peatlands. SUO 43, 277-280.

Trudeau, C. T, Garneau, M. & Pelletier, L. 2013. Methane fluxes from a patterned fen of the northeastern part of the La Grande river watershed, James Bay, Canada. *Biogeochemistry*, **113**, 409-422.

Tuittila, E. S., Komulainen, V. M., Vasander, H., Nykänen, H., Martikainen, P. J. & Laine, J. 2000. Methane dynamics of a restored cut-away peatland. *Global Change Biology*, **6**, 569-581.

Uppenberg. S., Zetterberg. L., Åhman, L. 2001. Climate impact from peat utilization in Sweden. IVL Report B 1423, 44pp.

Vasander, H. 1996. Peatlands in Finland. Finnish Peatland Society, 168 pp.

Von Arnold, K., Weslien, P., Nilsson, M. Svensson & Klemedtsson, L. 2005. Fluxes of CO2, CH4 and N2O from drained coniferous forests on organic soils. *Forest Ecology and Management*, 210, 239-254.

Waddington, J. M. & Roulet, N. T. 2000. Carbon balance of a boreal patterned peatland. *Global Change Biology*, 6, 87-97.

Yrjälä, K., Tuomivirta, T., Juottonen, H., Putkinen, A., Lappi, K., Tuittila, E. S., Penttilä, Minkkinen, K., Laine, J., Peltoniemi, K. & Fritze, H. 2011. CH4 production and oxidation processes in a boreal fen ecosystem after long-term water table drawdown. *Global Change Biology*, 17, 1311-1320.

Nätadresser

www.miljomal.nu (maj 2014)

http://www.slu.se/sv/centrumbildningar-och-projekt/riksskogstaxeringen/tjanster-och-produkter/interaktiva-tjanster/slu-skogskarta/ (december 2014)

Bilaga 1

Mål för torvbruket från industri- och bevarandeperspektiv

Projektet har som mål att tydliggöra hur man genom ett bättre underlag kan uppnå att mark och vattenområden skall användas för det eller de ändamål för vilka områdena är mest lämpade med hänsyn till beskaffenhet och läge samt föreliggande behov. Företräde skall ges sådan användning som medför en från allmän synpunkt god hushållning.

I det följande beskrivs kortfattat vilka mål som finns vad gäller utveckling av torvbruket med stöd av uttalanden från regering och riksdag. Vi har valt att fokusera redovisning en till mål för *Myllrande våtmarker* och torvbruket som återfinns i riksdagens Miljömål (*Svenska miljömål – preciseringar av miljökvalitetsmålen och en första uppsättning etappmål,* Ds 2012:23) och det *energipolitiska beslutet år 2009* (prop. 2008/09:163).

Miljökvalitetsmålet för Myllrande våtmarker:

Våtmarkernas ekologiska och vattenhushållande funktion i landskapet skall bibehållas och värdefulla våtmarker bevaras för framtiden.

Miljökvalitetsmålet preciseras så att med målet avses att

- våtmarker av alla typer finns representerade i hela landet inom sina naturliga utbredningsområden,
- våtmarkernas viktiga ekosystemtjänster som biologisk produktion, kollagring, vattenhushållning, vattenrening och utjämning av vattenflöden är vidmakthållna,
- våtmarker är återskapade, i synnerhet där aktiviteter som exempelvis dränering av torvtäkter har medfört förlust och fragmentering av våtmarker och arter knutna till våtmarker har möjlighet att sprida sig till nya lokaler inom sina naturliga utbredningsområden,
- naturtyper och naturligt förkommande arter knutna till våtmarkerna har gynnsam bevarandestatus och tillräcklig genetisk variation inom och mellan populationer,
- hotade våtmarksarter har återhämtat sig och livsmiljöer har återställts,
- främmande arter och genotyper inte hotar den biologiska mångfalden,

- genetiskt modifierade organismer som kan hota den biologiska mångfalden inte är introducerade,
- våtmarkernas natur- och kulturvärden i ett landskapsperspektiv är bevarande och förutsättningarna för fortsatt bevarande och utveckling av värdena finns, och
- våtmarkernas värde för friluftsliv är värnade och bibehållna och påverkan från buller är minimerad.

Regeringen har sedermera i prop. 2008/09:144 *enklare och bättre täktbestämmelser* med utgångspunkt i miljökvalitetsmålet närmare utvecklat sina bedömningar rörande tillåtligheten för torvtäkt vid prövning enligt MB och TorvL.

Statsmakternas energipolitiska beslut år 2009

Regeringen lade fast följande riktlinjer och mål:

- Torv är en inhemsk energikälla med betydelse för Sveriges försörjningstrygghet.
- Den svenska energipolitiken som baseras på bl.a ekologisk hållbarhet, försörjningstrygghet och ekonomisk konkurrenskraft rymmer ett inslag av torv, om en i begränsad omfattning.
- Energitorv kan under vissa villkor användas som bränsle med ett samlat bidrag till växthuseffekten som kan vara väsentligt mindre än vad som motsvarar torvbränslets innehåll av kol.
- Under vissa betingelser kan användning av torv ha en positiv nettopåverkan på klimatet.
- Torvbrytning måste ske med stor hänsyn till natur- och kulturvärden.

Riksdagens beslut innehåller följande ställningstagande:

- Riksdagen välkomnar en positiv utveckling för den svenska torvbranschen under förutsättning att en verksamhet bedrivs på ett hållbart sätt.
- Torvbrytning måste också vara ekonomiskt bärkraftig på sina egna villkor inom ramen för de krav på bl.a. miljöhänsyn som ställs upp.
- En ändamålsenlig avvägning mellan klimatrelaterade intressen och bevarande av biologisk mångfald är i dessa sammanhang synnerligen viktig.
- Torv är ett inhemskt bränsle vars bidrag till den svenska energiförsörjningen bör ges vederbörlig uppmärksamhet.

- Dikade torvmarker svarar för ansenliga växthusgasutsläpp och det är därför viktigt att se torvbrytning och torvbränsleanvändning ur ett globalt klimatperspektiv.

Bilaga 2

Proposition 2008/09:144 som behandlar specifikt torv

Regeringens förslag: Om en täkt av torv kräver tillstånd eller anmä-lan enligt 9 kap. miljöbalken eller föreskrifter som har meddelats med stöd av det kapitlet, får täkten inte komma till stånd i en våtmark som utgör en värdefull natur- eller kulturmiljö.

Bestämmelserna om bearbetningskoncession i lagen (1985:620) om vissa torvfyndigheter ändras i konsekvens med detta.

Promemorians förslag överensstämmer med regeringens. I regeringens förslag har det klargjorts att den nya bestämmelsen endast gäller om torvtäkten kräver tillstånd eller anmälan enligt 9 kap. miljöbalken eller föreskrifter som har meddelats med stöd av det kapitlet.

Remissinstanserna: Majoriteten av remissinstanserna har tillstyrkt förslaget. *Uppsala kommun* har anfört att begreppet värdefull bör utvecklas i författningskommentaren. *Länsstyrelsen i Västerbottens län* har betonat att i våtmarksinventeringen har många våtmarker fått klass 1 eller 2, utan att de skyddas i myrskyddsplanen, som Natura 2000-områden eller som riksintresse och att förslaget kan tolkas som att det är oproblematiskt att få koncession för energitorvtäkt på våtmarker som vid inventering har klassats som skyddsvärda (klass 1 och klass 2). *Länsstyrelsen i Västmanlands län* har anfört att det är mindre lämpligt att ange vilka specifika slag av områden som är värdefulla för natur- och kulturmiljön eftersom värderingarna av vad som är skyddsvärt har förändrats över tiden och områden som inte anges riskerar att få en lägre status. *Länsstyrelsen i Kronobergs län* har påpekat att fler våtmarker än de som omfattas av myrskyddsplanen, Natura 2000 eller riksintresse kan vara att anse som värdefulla och bör därmed skyddas mot exploatering och att förslaget inte får uppfattas så att det är ”fritt fram” för exploatering av våtmarker som inte omfattas av myrskyddsplanen, Natura 2000 eller riksintresse. *Länsstyrelsen i Stockholms län* har framfört att det bör belysas tydligare hur bedömningen av nya tillstånd till torvtäkter påverkas av det generella markavvattningsförbudet. Länsstyrelsen i Jönköpings län har anfört att bestämmelsen bör kompletteras med *”eller hyser hotade eller sällsynta djur- och växtarter”*. Flera länsstyrelser har påpekat att hänvisningen i 7 § lagen (1985:620) om vissa torvfyndigheter till 9 kap. 6 a § miljöbal-ken bör ändras till den föreslagna nya bestämmelsen i 9 kap. 6 c §.

Naturvårdsverket har avstyrkt förslaget och anfört i huvudsak följande. Värdefulla våtmarker och sumpskogar omfattar våtmarker med höga naturvärden som kan bestå i orördhet eller sällsynt flora och fauna, hyd-rologiskt intakta våtmarker som inte påverkats av dikning samt våtmar-ker med höga kulturvärden genom kontinuitet i hävden eller kulturlämningar. Inventeringar och bedömningar av våtmarkers kulturvärden sak-nas. Mindre våtmarker har inte alls inventerats. Tidigare påverkade våt-marker kan utveckla höga naturvärden. *Miljööverdomstolen* och *Länsstyrelsen i Västra Götalands län* har avstyrkt förslaget och anfört att en särskild bestämmelse för torvtäkter inte behövs eftersom samma skydd kan åstadkommas med 3 kap. 1 och 4 §§ samt 2 kap. 5 § miljöbalken. Även *Svenska Torvproducentföreningen* har avstyrkt förslaget och anfört i huvudsak följande. Det finns inte behov av en särskild behovsprövning för torv. Begreppet värdefull är oprecist och kan öppna för vida tolkningar. Alla våtmarker är i någon mening värdefulla och skulle därmed göra en torvtäkt

otillåtlig. Om en stoppregel för torv ska införas bör den formuleras ”tillstånd får inte lämnas till en täkt som kan befaras påverka värden i det aktuella området som kan äventyra livsbetingelserna för olika arter”.

Skälen för regeringens förslag: En stor del av de kvarvarande våtmarkerna i Sverige är i varierande grad påverkade av mänskliga ingrepp såsom torvbrytning och omfattande dikningar och sjösänkningar och andra verksamheter som har påverkat de biologiska värdena negativt. Det kan vara fråga om verksamheter som kraftigt försämrat landskapets förmåga att rena vatten från övergödande ämnen, att buffra vattenflöden och att fungera som kollager. Det är därför viktigt att värna om de våtmarker som i huvudsak är orörda och att restaurera skadade våtmarker där det är möjligt. Miljökvalitetsmålet Myllrande våtmarker innebär att torvbrytning ska ske med stor hänsyn till hydrologiska konsekvenser och på så sätt att påverkan på den biologiska mångfalden och kulturhistoriska värden undviks. För att nå målet bör torvtäkt endast ske i myrar som redan är kraftigt påverkade av dikning eller i ofullständigt utvunna täkter som inte bedöms vara lämpliga restaureringsobjekt. Torvbranschen har i olika sammanhang uttalat sig för att följa miljökvalitetsmålet.

I likhet med det som gäller för naturgrus blir betydelsen av lokaliseringsregeln i 2 kap. 6 § miljöbalken begränsad vid en prövning av uttag av torv eftersom det även då är fråga om en lägesbunden naturresurs där tillgången är begränsad. Därför bör det införas en särskild bestämmelse som skyddar de våtmarker som utgör värdefulla natur- och kulturmiljöer. En sådan bestämmelse överensstämmer också med miljökvalitetsmålet Myllrande våtmarker.

Flera remissinstanser har påpekat att begreppet värdefullt är oprecist och att alla våtmarker i någon mening kan anses värdefulla. Det finns därför anledning att precisera begreppet. Värdefulla våtmarker och sumpskogar omfattar våtmarker med höga naturvärden samt våtmarker med höga kulturvärden genom kontinuitet i hävden eller kulturlämningar såsom ängslador, hässjor och bevattningssystem. Höga naturvärden kan bestå i sällsynt eller hotad flora eller fauna och hydrologiskt intakta våt-marker. De våtmarker som har klass 1 eller 2 enligt den nationella våtmarksinventeringen (VMI) får i regel anses ha höga naturvärden. Därutöver kan de kriterier som ligger till grund för klass 1 eller 2 enligt VMI användas som vägledning för en bedömning av om de våtmarker som inte omfattats av inventeringen har höga naturvärden. Som Naturvårdsverket har påpekat kan även tidigare påverkade våtmarker utveckla höga naturvärden och till värdefulla våtmarker bör därför även räknas sådana våtmarker som bedöms vara viktiga för ekosystemtjänster avseende vattenkvalitet, vattenflöden och kollagring samt sådana som bedöms lämpliga för restaurering för att återfå naturvärden och möjligheter att producera värdefulla ekosystemtjänster. De våtmarker som omfattas av den Myrskyddsplan över skyddsvärda myrar som tagits fram av Naturvårdsverket och länsstyrelserna, som är Natura 2000-områden eller av riksintresse enligt 3 kap. 6 § miljöbalken, kan regelmässigt antas ha höga naturvärden. Som Naturvårdsverket har påpekat kan även tidigare påverkade våtmarker utveckla höga naturvärden. Det är inte möjligt att uttömmande ange när en våtmark är att anse som värdefull natur- eller kulturmiljö, utan den bedömningen måste ske i varje enskilt fall. Den föreslagna bestämmelsen är inte avsedd att påverka eventuella generella bevattningsförbud som kan finnas i delar av landet.

I dag finns det en hänvisning i 7 § lagen (1985:620) om vissa torvfyndigheter till 9 kap. 6 a § första stycket miljöbalken. Eftersom behovsprövningsregeln och stoppregeln nu föreslås ersättas med en särskild bestämmelse för torvtäkter, bör hänvisningen i stället vara till den nya bestämmelsen. Prop. 2008/09:144. Gången en är

begränsad. Därför bör det införas en särskild bestämmelse som skyddar de våtmarker som utgör värdefulla natur- och kulturmiljöer. En sådan bestämmelse överensstämmer också med miljökvalitetsmålet Myllrande våtmarker.

Specialmotivering

9 kap. 6 c §

Paragrafen är ny. Stoppregeln i *första stycket* innebär att en torvtäkt inte får komma till stånd i våtmarker som utgör värdefulla natur- eller kulturmiljöer. Vid den bedömningen bör man särskilt beakta skyddsvärdet av de orörda våtmarker som fortfarande finns kvar. Bestämmelsen behandlas i avsnitt 5.

Frågan om utsläpp till vatten

Det kan finnas motiv för att lyfta fram följande frågor i en ansökan:

- Utsläpp uppströms den sökta anslutningspunkten
- Utsläpp från området före och efter det att man igångsatt torvutvinning
- Utsläppens effekter i recipienten nedströms och konsekvenserna av detta.
- Tillgänglig reningsutrustning och teknik för att klara av utsläppen i enlighet med 2 kap 3§ MB
- Rimlighetsbedömning enligt 2 kap 7§ MB

Om sökanden i tillämpliga delar kan få fram ett sådant underlag borde det underlätta prövningen av hithörande frågor. En fråga som har diskuterats är att gå igenom tidigare krav på rening och i detta sammanhang försöka fastställa vilka krav man kan ställa och vilka erfarenheter man har av detta. Som jag bedömer det förefaller det oklart om detta angreppssätt är relevant då vi numera har EUs vattendirektiv att ta hänsyn till. Vi bör därför enligt min uppfattning mer förutsättningslöst pröva vilken typ av underlag vi behöver ta fram för att klara ut vattenfrågan.

Det krävs här liksom på andra områden framtagande av någon form av bedömningsunderlag för att kunna fastställa rimliga parametrar och ge underlag för vilket underlag som behövs och hur själva avvägningen bör ske. En länsstyrelse ansåg att begreppet värdefullt även borde tillämpas på utsläpp till vatten. En länsstyrelse framförde att man borde kunna minska ned på kontrollprogrammen vad gäller mätningar etc. men att en sådan fråga först kan aktualiseras genom en direkt framställan från ett företag. Torvbranschen planerar att under juni månad genomföra ett särskilt seminarium rörande vattenfrågor i Ultuna.