



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 20004

Examensarbete 30 hp
Januari 2020

Markytesänkning, växthusgasavgång och utlakning från dikad torvjord

Sofia Alexandersson Ros
Martin Ahlvin

REFERAT

Växthusgasavgång och markytesänkning på fyra odlade torvmarker (Martebo, Örke, Kälkestad, Lidhult) har undersökts genom att mäta utsläpp av koldioxid (CO_2), metan (CH_4) och lustgas (N_2O) i fält och labb. Detta genom att ta in ostörda jordprover i stålcyndrar och i labb mäta gasavgången vid fyra olika dräneringsdjup. Jordprover hölls även inkuberade vid konstant dräneringsdjup och gasavgång mättes med två veckors intervall vid totalt tre mättillfällen. Avgången av CO_2 mättes även i fält. Utöver gasavgång har bevattning (i labb) av ostörda jordprover hämtade från fält utförts för att undersöka risk för utlakning av koppar (Cu), fosfor (P), kväve (N) och löst organiskt material (DOC) vid återvätning, samt om det går att använda turbiditet som mått på DOC.

På tre av torvmarkerna har markytans höjd avvägs med GPS. Detta för att undersöka hur markytesänkning går att relatera till avgång av CO_2 . Vid höjdmätning av en av provplatserna har olika höjdmättningsmetoder använts och deras lämplighet för ändamålet undersökts. Sedan har data över markytans höjd från de senaste 30 åren också sammanställts och analyserats.

Torvmarkerna är med i ett långliggande försök som lades ut 1986 med ett koppargödslat och ett obehandlat led på varje provplats. Syftet med koppargödslingen var att försöka minska aktiviteten hos mikroorganismer. Detta för att minska nedbrytning av organiskt material i marken och därigenom minska markytesänkningen.

Resultaten visade att markytan på alla fyra platser hade sänkts, men ingen skillnad observerades på de koppargödslade försöksrutorna jämfört med de obehandlade. Inte heller observerades effekt av koppargödsling på avgång av CO_2 . Störst ytsänkning var för Martebo och lägst för Kälkestad. Om endast data från den senaste perioden användes hade Örke störst markytesänkning, vilket var konsekvent med att Örke även hade störst avgång av CO_2 . Dock var avgången av CO_2 för låg för att ensamt kunna förklara markytesänkningen.

Resultaten visade även att avgång av N_2O var högre för de näringsrika jordarna i studien och högst precis efter att jorden vattenmättats. CH_4 började lågt, men ökade sedan och avgången av CH_4 var störst för jordarna där lättnedbrytbart organiskt material fanns tillgängligt. Turbiditet kunde inte ensamt förklara halten DOC i lakvatten från lysimetrarna.

Slutsatser som kunde dras var att kopparbehandling inte hade effekt på markytesänkning eller avgång av CO_2 . Koppar kunde däremot fortfarande lakas ut ur jorden 30 år efter gödsling. Avgång av CO_2 , N_2O och CH_4 varierade mycket mellan de olika jordarna. För att kunna få tillförlitliga nivåer på växthusgasutsläpp från torvjordar i klimatmodeller krävs mer forskning på hur olika torvjordar reagerar på vattenhalt och näringsinnehåll.

Det är viktigt med långa tidsserier vid mätning av ytsänkning och användning av samma mätmetod krävs för att få jämförbara resultat. Användning av GPS för höjdavvägning av torvmark kan rekommenderas om det finns en tydlig fixpunkt att relatera mätresultaten till.

Nyckelord: Dikad torvmark, höjdmätning, markytesänkning, koppargödsling växthusgaser,

Institutionen för mark och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Box 7014, SE-750 07 Uppsala, Sverige

ABSTRACT

Greenhouse gas emissions and land subsidence on four cultivated peat soils (Martebo, Örke, Kälkestad, Lidhult) have been investigated by measuring emissions of carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) in field and lab. Greenhouse emitted gas (mg/h) from undisturbed soil cores was measured in lab. Measurements were performed at four different drainage depths. Soil cores were also kept incubated at constant drainage depth and emitted gas was measured with two-week intervals at three measurement occasions. Field measurements of CO₂ emissions (mg/h/m²) were also performed. In addition to gas emissions, irrigation of soil cores has been carried out to investigate the risk of leaching of copper (Cu), phosphorus (P), nitrogen (N) and dissolved organic matter (DOC) during rewetting, and whether turbidity can be used as a measurement of DOC.

Land surveying with GPS was done on three of the peat soils. This was to investigate how land subsidence can be related to CO₂ emissions. On one of the sites different land surveying methods were used to assess their suitability for tracking land subsidence in peat soils. 30 year land surveying data from the sites have also been compiled and analyzed.

The peat soils are part of a long-term experiment that was laid out in 1986. On each site one field was fertilized with copper and one was kept untreated as comparison. The purpose of the copper fertilizer was to reduce the activity of microorganisms. By doing so the degradation of soil organic matter could be reduced, thereby reducing the land subsidence.

The results show that the ground surface at all four sites has subsided, but no difference is observed for copper-fertilized fields compared to untreated. Neither could an effect on CO₂ emissions from copper fertilization be noted. The greatest land subsidence was observed for Martebo and the least for Kälkestad. By using data from the most recent time period the greatest subsidence was instead observed for Örke. This is consistent with Örke having the greatest CO₂ emissions. CO₂ emissions alone could not explain land subsidence.

The results also show that emitted N₂O was higher for nutrient-rich soils with the peak directly after saturation. CH₄ was at its lowest initially, but then increased and emitted CH₄ was greatest for the soils where easily biodegradable organic matter was available. Turbidity alone could not explain the DOC content in leachate from the irrigated soil cores.

Conclusions drawn were that copper fertilization had no effect on land subsidence and CO₂ emissions in this case. Copper did however still leach from the soils 30 years after addition. Emissions of CO₂, N₂O and CH₄ varies greatly between the different soils. To be able to obtain reliable levels of greenhouse gas emissions from peat soils in climate models, more research is needed on how different peat soils react to water and nutrient content.

It is important to have long time series when measuring land subsidence. Using the same measurement equipment will give better results. GPS for land surveying of peatland can be recommended if the results can be related to a fix point.

Key words: Copper, drained peat soil, greenhouse gases, land subsidence, land surveying
Institutionen för mark och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Box 7014, SE-750 07 Uppsala, Sverige

FÖRORD

Tack till våra fantastiska handledare Örjan Berglund, Sabine Jordan och ämnesgranskare Kerstin Berglund. Ert engagemang med uppmuntrande ord, kunskap och snabba svar på alla frågor har varit ovärderligt. Tack också Kathrin Hesse för hjälp och trevligt sällskap på labb och till Jan Fiedler för alla vialer och analyser.

Tack Eli och Isak för support goa kramar och lektunder. Helga för sällskap på färden genom studentlivet med två barn. Farmor för alla hämtningar och lämningar.

Tack Adam för sällskap och support. Speciellt tack för att du kom med pizza till SLU när det blev en riktigt sen kväll. Tack till bebisen i magen för motivation att bli klar i tid.

Inledning och bakgrund har gemensamt skrivits av Martin Ahlvin och Sofia Alexandersson Ros. Detsamma gäller för den gemensamma slutsatsen.

Sofia Alexandersson Ros har skrivit avsnitt 3 *Metod, resultat och diskussion: Gasavgång och utlakning*

Martin Ahlvin har skrivit avsnitt 4 *Metod, resultat och diskussion: Markytesänkning och höjdmättningsmetoder*

Copyright © Sofia Alexandersson Ros och Martin Ahlvin, Institutionen för mark och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU)

UPTEC W 20004, ISSN 1401-5765

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Sjunkande markyta och utsläpp av växthusgaser är två problem kopplade till dikade torvjordar. Olika sätt att stoppa markytesänkning och växthusgasavgång har föreslagits, två exempel är återvätning och koppargödsling. I den här studien har markytesänkning, växthusgasavgång och utlakning från fyra olika koppargödslade torvjordar i Sverige undersökts.

Runt förra sekelskiftet dikades mossar och kärr ut på en yta lika stor som Härjedalen. Mestadels för att skapa mer jordbruksmark. Marker som i årtusenden lagrat in kol började istället att släppa ut det. Växthusgaserna koldioxid, metan och lustgas i atmosfären har stigit kraftigt de senaste 50 åren med ett varmare klimat som följd. Idag står den dikade torvmarken, ett annat ord för de utdikade mossarna och kärren, för en femtedel av det totala utsläppet av växthusgaser i Sverige.

Utsläppen av växthusgaser från torvmark beror på att mikroorganismernas bryter ner det organiska materialet i marken. När mossar eller kärr dikas ut så sjunker grundvattennivån och porer i jorden som tidigare var vattenmättade blir istället luftfyllda. Då kommer syre ner i marken och mikro-organismerna kan effektivare bryta ner det organiska materialet. Mikroorganismerna “andas”, precis som vi människor, in syre och ut koldioxid. Nedbrytning leder inte bara till utsläpp av koldioxid. En annan effekt är att det organiska materialet försvinner och markytan sjunker, något som kallas bortodling. Till slut är markytan åter i nivå med grundvattenytan, om inte organiska materialet förbrukas innan dess. Vilket medför att lantbrukarna inte längre kan bruka jorden effektivt.

Ett sätt att minska takten som marken sjunker är att höja grundvattenytan igen och återvåta den dikade torvmarken så att den åter blir till mosse eller kärr. Att återvåta en torvmark är mycket kostsamt och kan dessutom leda till att utsläpp av metan ökar, framförallt initialt. Generellt kan man dock säga att mängden metangas som avgår från en återvådad torvmark har lägre växthuseffekt än den mängd koldioxid som avgår från en dikad torvmark. För att ta reda på om återvätning är en bra metod behöver man veta hur stora gasutsläpp som sker från en jord vid olika nivåer på grundvattenytan.

Ett annat sätt som har provats är att gödsla torvmarken med koppar. Det har visat sig att koppar hämmar enzym som mikroorganismerna använder sig av för att bryta ned kolnedjorna i det organiska materialet. När kolnedjorna blir kortare kan mikroorganismerna ta upp dem. 1986 lades ett försök ut med syfte att undersöka vilka effekter koppargödslingen kunde ha och att följa ytsänkningen. Försöket var på olika dikade torvmarker från Norrbotten i norr till Småland i söder. En försöksruta på varje plats gödslades med koppar och en lämnades obehandlad som referens. Var fjärde år fram till 2005 mättes markytans höjd och prover från platserna analyserades kemiskt och fysikaliskt.

I den här studien, som har genomförts 2019, har fyra av platserna i det långliggande försöket undersökts. Markytans höjd och utsläpp av koldioxid har mätts i fält. Sen har prover tagits med till labb där avgången av koldioxid, lustgas och metan har mätts. Syftet var dels att undersöka olika mätmetoder för höjdmätning och dels att undersöka om koppargödslingen

verkligen hade haft någon effekt på markytesänkning och på utsläpp av växthusgaser. Det gjordes genom de nya mätningarna 2019 och genom att sammanställa höjddata från tidigare mätningar i det långliggande försöket. Studien undersökte också hur dräneringsdjupet (som påverkar hur mycket syre det finns i marken) påverkade utsläpp av koldioxid, metan och lustgas samt om utsläppen verkar förändras med tiden. Till sist analyserades om det fanns risk att näringsämnen lakas ut ur jorden om den utsattes för mycket vatten.

Från studien gick det att konstatera att marken har sjunkit mellan 0,7-1 cm per år på alla platser, om man bara tittar på den sänkning som beror på nedbrytning. Sänkningstakten varierade mycket över tid. Det är således viktigt med långa tidserier för tillförlitliga resultat. Det gjorde ingen skillnad om jorden hade koppargödslats eller inte. Koppargödslingen hade inte heller haft någon effekt på koldioxidutsläppen. Det gick däremot att se att det lakades ut koppar från de platser som hade koppargödslats, på vissa platser dubbelt så mycket som för de obehandlade. Koppargödsling med de nivåer som har använts i det här försöket verkar därför inte vara ett bra alternativ för att minska koldioxidutsläpp eller ytsänkning. Höjdmätningss- metoderna som användes (fyra olika) gav olika resultat. Från det drogs slutsatsen att det är viktigt att använda samma typ av mätinstrument för att jämföra mätningar från olika tillfällen. Om det finns en tydlig fixpunkt har GPS tillräcklig noggrannhet för att utföra mätningarna.

Det gick att observera att den jord som hade sjunkit mest på grund av nedbrytning också hade störst avgång av koldioxid. Koldioxidutsläppen var inte så stora att de ensamt kunde förklara sänkningen. Möjligen går det att säga att mer koldioxid avgår från marker med stor ytsänkning beroende av bortodling. Det går däremot inte att beräkna koldioxidutsläppen utifrån markytesänkningen. Antagligen beror skillnaden på att jorden även kan försvinna bort genom till exempel vind- eller vattenerosion.

Vid försöken i labb varierade växthusgasutsläpp från de olika torvjordarna. De näringsrika torvjordarna släppte ut lustgas när de utsattes för en hög vattenhalt. Utsläppen var högst i början och minskade sedan. De andra två jordarna hade obefintlig avgång av lustgas. Mest metan avgick från de torvjordar som hade mycket färsk växtrester. Färskt organiskt material, såsom växtrester, är enkla för mikroorganismer, vilket sågs som en orsak. Avgång av metan minskade när vattenytan flyttades djupare. Det var förväntat eftersom de mikroorganismer som producerar metan behöver syrefria förhållanden. Koldioxidutsläpp varierade mycket. För två av jordarna ökade koldioxidavgången när grundvattenytan placerades djupare. Det gällde till en viss nivå, efter det minskade istället avgången. En trolig förklaring är att först fick mikroorganismerna mer syre och kunde bryta ner det organiska materialet bättre. När grundvattenytan var ännu djupare blev det däremot för torrt.

Ofta är mängden koldioxid som släpps ut från torvjordar så stor att den är den gas som bidrar mest till växthuseffekten. Så även om en ökning av lustgas eller metan sker skulle återvätning kunna minska den totala effekten av växthusgaserna genom att minska koldioxidavgången. Det har dock inte undersökts i den här studien. Återvätning kan vara en möjlighet för att minska utsläppen av växthusgaser från dikad torvmark på längre sikt men omöjliggör traditionell jordbruksproduktion. Koppargödsling verkar däremot inte vara effektivt.

ORDLISTA

Aerenkym	En typ av växtvävnad med stora hålrum
ArcGIS Pro	Mjukvara framtaget av Esri. Ett geografiskt informationssystem för behandling, presentation och distribution av geografiska data.
Avväga	Mäta höjden för en punkt i relation till en känd fixpunkt.
CO ₂	Koldioxid
CH ₄	Metan
DBD	Dry Bulk Density, torr skrymdensitet.
DEM	Digital Elevation Model
DOC	Löst organiskt kol (från engelskans Dissolved Organic Carbon)
EKB	Empirical Bayesian Kriging. Krigingmetod framtagen av Esri för ArcGIS Pro
Elektronacceptor	Kemisk förening som kan ta åt sig elektroner från eller dela elektroner med en elektrondonator. Syre är en vanlig elektronacceptor.
Esri	Amerikanskt mjukvaruföretag inom GIS.
Fix	Fix eller fixpunkt är en punkt med känd höjd som inte förändras över tid.
GIS	Geografiska Informations System.
GNSS	Global Navigation Satellite System
GPS	Global Position System
HMR	Script i RStudio för att ta fram gasflöde utifrån uppmätta gaskoncentrationer i en statisk kammare
Led	En avgränsad försöksruta med en viss behandling
N ₂ O	Lustgas (dikväveoxid)
R ²	Ett värde mellan 1 och 0 som beskriver korrelationen mellan den beroende och oberoende variabeln där 1 är hög korrelation och 0 betyder ingen korrelation.
Spearman's rangkorrelation	Icke-parametriskt korrelationstest för att undersöka om det finns signifikant korrelation mellan två dataset

Stereofotogrammetri	Konsten att göra mätningar av tre-dimensionella positioner hos objekt i världen utifrån två eller flera överlappande fotografiska eller digitala bilder.
Träda	När en åker lämnas orörd under ett eller flera år.
Turbiditet	Mått på en vätskas grumlighet, mäts i NTU (Nephelometric Turbidity Unit)
von Post skala	Skala för förmultningsgrad där H1 är oförmultnad och H10 i princip helt förmultnad (von Post 1924; von Post & Granlund 1926; Härmäläinen & Albano 1992).
Wilcoxon ranksummetest	Icke-parametriskt test för att undersöka signifikanta skillnader mellan två oberoende grupper

INNEHÅLL

Referat	i
Abstract	ii
Förord	iii
Populärvetenskaplig sammanfattning	iv
Ordlista	vi
1 Inledning och bakgrund.....	1
1.1 Inledning.....	1
1.1.1 Syfte	2
1.1.2 Frågeställningar	2
1.2 Bakgrund: Dikad torvmark.....	3
1.2.1 Organogena jordar.....	3
1.2.2 Opåverkade mossar och kärr	3
1.2.3 Dränering.....	4
1.2.4 Markytesänkning	4
1.2.5 Koldioxid, metan och lustgas	5
1.2.6 Återvätning.....	6
1.2.7 Koppars inverkan på markytesänkningen	7
1.3 Bakgrund: Höjdmätning, höjdmätningssmetoder och kartor	7
1.3.1 GPS.....	8
1.3.2 Laserskanning.....	8
1.3.3 Totalstation.....	9
1.3.4 Marklaser.....	10
1.3.5 Drönare.....	10
1.3.6 Metod att framställa ytmodell	10
2 Material	11
2.1 Långliggande fältförsök.....	11
2.2 Beskrivning av provplatser	12
2.2.1 Martebo	13
2.2.2 Örke	14
2.2.3 Kälkestad.....	15
2.2.4 Lidhult	16

2.2.5	Jordens egenskaper på provplatserna	17
3	Metod, resultat och diskussion: Gasavgång och utlakning	19
3.1	Metod.....	19
3.1.1	Insamling av prover.....	19
3.1.2	Förberedelse av stålcyllindrar för labbstudier	21
3.1.3	Sandbädd för dräneringsstudie	23
3.1.4	Inkubationsförsök.....	23
3.1.5	Mätning av gasavgång på jord i stålcyllindrar	24
3.1.6	Förberedelse av lysimetrar för utlakningsförsök.....	26
3.1.7	Utlakningsförsök	27
3.1.8	Vattenanalyser	29
3.1.9	Elektrisk konduktivitet och pH i jord och lakvatten.....	30
3.1.10	Databehandling och statistisk analys.....	31
3.2	Resultat	33
3.2.1	Elektrisk konduktivitet och pH	33
3.2.2	Inkubationsförsök.....	33
3.2.3	Dräneringsstudie.....	36
3.2.4	Gasavgång i fält.....	40
3.2.5	Lysimeterstudie - utlakning.....	41
3.3	Diskussion	45
3.3.1	Elektrisk konduktivitet	45
3.3.2	Koldioxid.....	45
3.3.3	Metan.....	46
3.3.4	Lustgas	47
3.3.5	Utlakningssförsök.....	47
3.3.6	Gasmätningar inkubationsstudie	48
3.3.7	Dataanalys	48
3.4	Slutsatser.....	49
4	Metod, resultat och diskussion: Markytesänkning och höjdmätningmetoder	50
4.1	Metod.....	50
4.1.1	Bestämning av provplatsernas position.....	50
4.1.2	Ytsänkning relaterat till CO ₂	53
4.1.3	Beräkning av kolförlust via koldioxidavgång	53

4.1.4	Höjdmätning	54
4.2	Resultat	59
4.2.1	Total markytesänkning	59
4.2.2	Årlig markytesänkning	59
4.2.3	Variationer i ytsänkningstakten.....	60
4.2.4	Markytesänkning i relation till halt förrådskoppar.....	62
4.2.5	Variationer i höjd inom försöksrutan	63
4.2.6	Ytsänkningens relation till koldioxidavgång.....	65
4.3	Resultat olika Höjdmätningssmetoder på Örke.....	67
4.3.1	Skillnader i mätresultat punkt för punkt.....	67
4.3.2	Skillnader i total uppmätt ytsänkning.....	68
4.3.3	Variation i ytmodell beroende på mätmetod	70
4.3.4	Mätnoggrannhet beroende på avstånd till mätstation.....	70
4.3.5	Höjdmodell baserad på flygfoto från drönare	72
4.4	Diskussion	73
4.4.1	Nyetabletering av provplatser	73
4.4.2	Noggrannhet i höjdmätningarna.....	73
4.4.3	Total ytsänkning.....	73
4.4.4	Ytsänkningstakten	74
4.4.5	Koppargödsling	74
4.4.6	Höjdvariationer inom varje försöksruta	75
4.4.7	Markytesänkning jämfört med koldioxidavgången.....	75
4.4.8	Variation inom varje metod.....	76
4.4.9	Skillnad i total ytsänkning beroende på metod	77
4.4.10	Avvikelse relaterat till avstånd från stationer.....	77
4.4.11	Utvärdering av metod.....	78
4.4.12	Drönare.....	78
4.5	Slutsatser.....	78
4.5.1	Rekommendation för användning	78
5	Gemensamma slutsatser	79
6	Referenser.....	80
7	Appendix	85
7.1	Appendix A.....	85

1 Inledning och bakgrund

1.1 INLEDNING

Koncentrationen av växthusgaserna koldioxid (CO_2), metan (CH_4) och lustgas (N_2O) i atmosfären har ökat drastiskt de senaste hundra åren. Koldioxidnivåerna låg runt 280 ppm i förindustriell tid för att 2017 ligga på över 400 ppm (EEA 2017). Det medför en uppvärmning av planeten med ett förändrat klimat som följd (SMHI 2017). Det är svårt att på förhand veta uppvärmningens hastighet och vid vilka växthusgashalter som irreversibla förändringar sker (Lenton *et al.* 2019). För att bromsa utsläppen av växthusgaser ingick många av världens länder Parisavtalet 2015 med målsättning att begränsa jordens uppvärmning till 1,5 grader Celsius (UNFCCC 2019). Sveriges regering har satt ett mål att Sverige ska ha nettonollutsläpp noll år 2045 (Naturvårdsverket 2019).

Avgången av N_2O och CO_2 från dikad torvmark står för ungefär 20 % av Sveriges totala utsläpp av växthusgaser (Naturvårdsverket 2018). Idag uppgår arealen dikad torvmark i Sverige till omkring 1,2 miljoner hektar varav 200 000 ha är jordbruksmark och 1,0 miljoner ha är skogsmark (Lindgren *et al.* 2014; Naturvårdsverket 2018). Torvmarker dikades ut i större omfattning från mitten av 1800-talet i syfte att skapa större areal odlingsbar mark (Runefelt 2010). Utdikningen pågick ända fram till 1940-talet då också arealen av uppodlad torvmark var som störst. Den uppgick då till ca 700 000 ha vilket var 20 % av den totala åkerarealen i Sverige (Hjertstedt 1946; Berglund 2010).

Utöver växthusgasavgång är ett problem med dränerade torvjordar att markytan sjunker. Det beror på flera processer, en av dem är bortodling. Bortodling är ett resultat av att syretillgången i torven ökar vid dränering. Då kan syrekonsumerande mikroorganismer bryta ner det organiska materialet i marken till CO_2 . Eftersom torvjordar innehåller hög andel organiskt material kan omvandlingen leda till att mycket av marken försvinner ut i atmosfären som CO_2 . Det leder inte bara till CO_2 -utsläpp, utan är även problematiskt för jordbruket eftersom markytan sakta sjunker och dräneringsdjupet minskar (Berglund 2010). För att kunna odla på marken kan den då behöva dräneras på nytt vilket innebär stora kostnader.

För att minska bortodlingen av torvjordar har försök att bromsa nedbrytningen gjorts, till exempel genom tillsatts av koppar. Koppargödsling kan ha en bromsande effekt eftersom det hämmar enzymer i nedbrytningsprocesserna (Marthur 1981). Idag är återställning av torvjordarna till våtmarker, så kallad återvätning, ett alternativ som diskuteras flitigt och även används (Markensten *et al.* 2018). Genom återvätning kan avgången av CO_2 minskas, men samtidigt kan utsläppen av CH_4 öka. Det sammanlagda resultatet blir ändå oftast att en minskning i växthusgasavgång sker (Markensten *et al.* 2018). Dock blir återvätning av odlad torvmark en kostnad eftersom jorden inte längre kan utnyttjas för jordbruk. Vid återvätning av de näringsrika torvmarkerna finns risk för utlakning av olika ämnen, till exempel fosfor som kan bidra till eutrofiering i sjöar och vattendrag.

1.1.1 SYFTE

Syftet med den här studien är att undersöka växthusgasavgång och utlakning på fyra torvjordar i Sverige. Växthusgasavgången undersöks genom att mäta avgång av CO₂, CH₄ och N₂O och relateras sedan till dräneringsdjup och/eller kopparbehandling. Utlakning undersöks genom bevattning av jordprover och analys av lakvatten. Syftet är också att undersöka markytesänkningen på tre av provplatserna och jämföra olika höjdmätningssmetoder. Dels genom egna höjdmätningar med olika höjdmätningssmetoder och dels genom sammanställning av höjdavvägningar från 1986 fram till 2019. Slutligen skall höjdmätningarna sammanställas och markytesänkningen relateras till gasavgång och/eller kopparbehandling.

1.1.2 FRÅGESTÄLLNINGAR

- Kan koppargödsling påverka markytesänkning, gasavgång och risken för utlakning från odlad torvjord?
- Går det att uppskatta CO₂-avgång utifrån ytsänkning?
- Hur varierar växthusgasavgång mellan olika odlade torvjordar?
- Hur påverkar dränering och återvätning avgång av CO₂, CH₄ och N₂O?

För att besvara dessa frågeställningar har två studier gjorts: (1) Gasavgång och utlakning i labb och (2) Höjdmätning och markytesänkning sedan 1986. De två studierna har separata frågeställningar som listas nedan.

(1) Undersökning av gasavgång och utlakning i labb

- Skiljer sig avgång av CO₂ för obehandlad respektive kopparbehandlad torvjord?
- Hur skiljer sig avgången av CO₂, CH₄ och N₂O vid olika dräneringsdjup för de fyra torvjordarna?
- Är det skillnad i avgång av CO₂, CH₄ och N₂O vid 9 cm dränering jämfört med helt vattenmättat?
- Finns det risk för läckage av koppar (Cu), fosfor (P), kväve (N) och löst organiskt material (DOC) vid återvätning?
- Går det att använda turbiditet som mått på DOC på utlakningsvatten från torvjordar?

(2) Höjdmätning och markytesänkning sedan 1986

- Har koppargödsling påverkat markytesänkningen?
- Står markytesänkningen i paritet med gasavgången?
- Hur har ytsänkningen förändrats över tid?
- Skiljer sig höjdmätningssmetoderna åt?
- Ger höjdmätningssmetoderna olika resultat?
- Vilken mätmetod bör användas?

1.2 BAKGRUND: DIKAD TORVMARK

1.2.1 ORGANOGENA JORDAR

Med organogena jordar menas torvjordar och gyttejordar. För att klassificeras som en organogen jord ska en torvjord innehålla minst 30 viktprocent organiskt material och en gyttejord minst 6 viktprocent organiskt material (Jordartsnomenklatur 1953). Internationellt används ofta 20-30% organiskt material samt kriterier för torvdjupet för att klassificera en organogen jord (Berglund 2011).

Torv är det material som bildas vid ofullständig nedbrytning av organiskt material på grund av begränsad syretillgång. Denna process sker ofta i stillastående vatten. Låga temperaturer kan också hämma nedbrytningen och skapa en organogen jord. På botten i sjöar bildar samma process gyttejord. Torvjordarna kännetecknas generellt av hög porositet och låg skrymdensitet (Berglund 2010). Porositeten ligger ofta mellan 85-95 volymprocent (Berglund 1982) vilket ger en stor vattenhållande förmåga (Berglund 2010). Gotland, norra Norrland, småländska höglandet och Blekinge är områden i Sverige med hög andel torvjord (Berglund 2017).

Torvjord kan delas in i mosstorv och kärrtorv. Mosstorven är näringsfattig med lågt pH och har skapats genom att vatten ansamlats endast på grund av nederbörd. Kärrtorven är näringsrik med hög kväve- och kaliumhalt och har skapats i vatten som har sitt tillflöde från grundvatten eller i flödande vatten. Mosstorven återfinns framförallt i nederbördsrika områden i västra och norra Sverige. Kärrtorven finner vi framförallt i östra Sverige men även i norr (Berglund 1996). På grund av sin goda vattenhållande förmåga och sitt höga näringsinnehåll är kärrtorvjordarna väl lämpade för odling av morötter och potatis. Vall har traditionellt varit de viktigaste grödorna på de näringsfattiga mosstorvjordarna (Berglund 2010).



Figur 1. Provområdet på Lidhult med det dikade fältet i förgrunden och högmossen i bakgrunden. Lidhult är ett exempel på en mosstorv (Foto: Martin Ahlvin).

1.2.2 OPÅVERKADE MOSSAR OCH KÄRR

Mossar och kärr kan ses som naturliga kolsänkor eftersom CO_2 lagras in via fotosyntes i större utsträckning än det respireras. Detta eftersom de har en hög grundvattenyta som försvårar nedbrytning av organiskt material. När det organiska materialet inte bryts ner ordentligt utan istället lagras ackumuleras torv (Turunen 2003). Medeltillväxten av torv är en halv millimeter per år och ett torvdjup på 50 cm indikerar att torven har byggts upp under

1000 år (Svensk torv 2018). Mossar och kärr kan samtidigt vara stora källor till CH_4 på grund de syrefria förhållandena längre ner i profilen. I de ytliga delarna kan syretillgången vara god och aerob nedbrytning dominerar oftast (Andersen *et al.* 2013).

1.2.3 DRÄNERING

När mossar och kärr dräneras kommer mer syre ner i jorden vilket innebär att mikrober kan utföra aerob respiration i större utsträckning. Vid aerob respiration bildas CO_2 från organiskt kol, något torvjordar innehåller mycket av (Hjerpe *et al.* 2014). En djupare grundvattenyta, som också innebär lägre vattenhalt i ytliga delar av jorden, har kopplats till högre avgång av CO_2 i flera studier (Mäkiranta *et al.* 2009; Norberg *et al.* 2018). Det finns dock en stor variation mellan olika torvjordar. Samma dräneringsdjup på olika platser behöver inte ha samma effekt på koldioxidavgång (Norberg *et al.* 2018). Kopplingen mellan minskande vattenhalt och ökande avgång CO_2 verkar endast gälla till en viss gräns. Om vattenhalten minskar tillräckligt mycket har minskande CO_2 observerats (Norberg *et al.* 2018).

Från dränerad torvmark kan N_2O -emissioner bli stora och variera under året (Mustamo *et al.* 2016; Markensten *et al.* 2018). Höga emissioner kan till exempel ske vintertid, vid snösmältning och vid plötsliga regnskur (Hjerpe *et al.* 2014; Mustamo *et al.* 2016).

1.2.4 MARKYTESÄNKNING

När en myr dikats ur sker en succesiv markytesänkning som pågår till dess att grundvattennivån återigen är i nivå med markytan eller att all torvjord är förbrukad och endast mineraljord återstår. Ytsänkningen är störst direkt efter dräneringen för att sedan avta och bli konstant (Figur 2). Sänkningen beror i huvudsak på fyra olika processer som delas in i två steg, primär och sekundär ytsänkning (Berglund *et al.* 1989).

Den primära ytsänkningen består av:

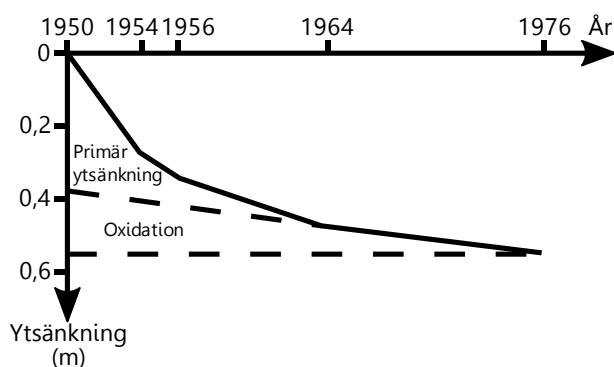
Sättning av jordlagren över grundvattennivån som en effekt av att vattnets mekaniska stöd försvinner.

Konsolidering av jordlagren under grundvattennivån. När vattnets mekaniska stöd försvinner från de övre jordlagren trycker de istället på jordlagren under som då trycks ihop på grund av trycket från ovanliggande jordlager.

Krympning av jordlagren över grundvattennivån. När markvattnet successivt försvinner via evaporation och transpiration från växter så krymper jordens volym.

Den sekundära ytsänkningen består av:

Bortodling. När syretillgången i marken ökar ger det möjlighet för syrekonsumerande mikroorganismer att bryta ner det organiska materialet i torven och omvandla det till CO_2 då kolet oxideras.



Figur 2. Markytesänkningen vid Lidhult, östra delen, 1950-76. Figur efter Berglund (2010).

Den sekundära ytsänkningen pågår även under tiden som den primära ytsänkningen pågår. Men när de primära processerna har avslutats cirka 15 år efter dränering (Figur 2) pågår bara bortodlingen. Utöver bortodling kan markpackning och vind- och vattenerosion också bidra till ytsänkningen. Ytsänkningens storlek beror bland annat av jordens förmultningsgrad, torvdjup, torvens sammansättning, klimat, dräneringsintensitet, dräneringsdjup och tid (Stephens & Stewart 1976; Berglund *et al.* 1989). Den första sättningen påverkas till största del av dräneringsintensitet och förmultningsgrad. En låg förmultningsgrad ger en stor sättning och vice versa. Torvdjupet påverkar också den initiala sättningen (Berglund 2010). Den sekundära ytsänkningen påverkas framförallt av klimatet och torvjordens sammansättning (Berglund 2019c).

Utdikningen av myrmark med efterföljande ytsänkning skapar flera problem där den här studien fokuserar på två. Det första är att myrmarken som tidigare varit en kolsänka nu blir en källa för växthusgaser (Jordbruksverket 2014). Det andra är att jordbruksmarken efter ett antal år inte längre blir brukbar, framför allt på grund av för litet dräneringsdjup. I en studie från Lidhult där man avvägt dräneringsrören ser man att rören sänkts med 20 cm på 15 år medan markytan sänkts med 55 cm under samma period. Detta innebär att dräneringsdjupet som från början var 110 cm efter 15 år bara är 75 cm (Berglund *et al.* 1989). För att behålla önskat dräneringsdjup behöver marken således dikas om med jämna mellanrum vilket är en mycket kostsam åtgärd.

1.2.5 KOLDIOXID, METAN OCH LUSTGAS

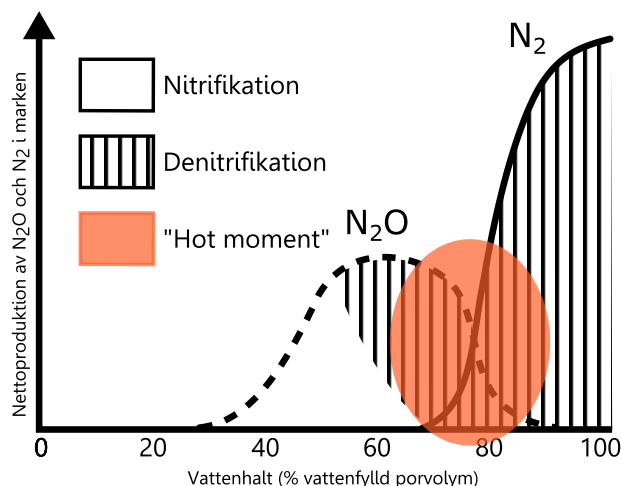
CO₂, CH₄ och N₂O är växthusgaser som kan produceras vid biologiska redoxprocesser. Produktionen av gaserna styrs av exempelvis vattenhalt, temperatur, pH, tillgängligt syre, kväve och organiskt kol. Den här studien kommer framför allt att fokusera på växthusgasavgång från torvjordar kopplat till vattenhalt.

Vid tillgång till syre bryts organiskt material i marken i stor utsträckning ner till CO₂ och vatten. Det är en syrekrävande (aerob) reaktion. Nedbrytning som inte kräver syre (anaerob) använder istället andra molekyler som elektronacceptorer, till exempel nitrat (NO₃⁻) (Kadner & Rogers 2017).

CH₄ bildas biologiskt av mikroorganismer i syrefria förhållanden. Metanbildarna kan inte själva bryta ner organiskt material. De behöver att materialet bryts ner av andra mikroorganismer till sådant de kan utnyttja, t ex CO₂ eller acetat vilket metanbildarna använder som kolkälla (Liu & Whitman 2008; Lai 2009). Eftersom metanogenerna kräver syrefria förhållanden kan CH₄ bildas i den vattenmättade zonen i jorden där syretillgången är begränsad. Det finns mikroorganismer som kan konsumera CH₄ (Lai 2009), så om den syrefria zonen ligger djupt kan det CH₄ som bildas hinna oxideras till CO₂ på vägen upp. Det kan också diffundera genom växternas aerenkym (typ av växtvävnad med stora hålrum) och nå atmosfären utan att oxideras till CO₂. Om den syrefria zonen ligger ytligt blir sannolikheten större att CH₄ inte hinner oxideras och istället släpps ut i atmosfären.

N₂O i marken bildas framför allt genom nitrifikation som kräver syre, eller denitrifikation som sker under syrefria förhållanden (Hjerpe *et al.* 2014). Nitrifikation är oxidation av ammonium (NH₄⁺) till nitrat medan denitrifikation är reduktion av nitrat till kvävgas (N₂).

Båda processerna sker i flera steg med N_2O som mellansteg eller bisteg (Butterbach-Bahl *et al.* 2013). Är syretillgången varken god eller dålig (vattenhalt omkring 50-80% i Figur 3) sker de inte lika effektivt och N_2O kan läcka ut till atmosfären (Davidson *et al.* 2000). Hur mycket syre som finns tillgängligt beror i stort på vattenhalten, som påverkar hur mycket N_2O som avgår (Figur 3). Korta perioder, så kallade "hot moments", kan bidra till hög avgång av N_2O . Exempel på sådana tillfällen är kraftiga regn och frysning/smältning i jorden (Groffman *et al.* 2009).



Figur 3. Nettoproduktion av N_2O och N_2 i marken. Produktion av N_2O via nitrifikation sker vid lägre vattenhalt. När vattenhalten ökar tar denitrifikation över och till en början produceras framför allt N_2O . Omkring "Hot moment" dominerar denitrifikation och det kan produceras både N_2 och N_2O . När vattenhalten blir tillräckligt hög är det i princip bara N_2 som produceras. Figur omarbetad efter Davidson (1991) i Wesström och Joel (2007).

1.2.6 ÅTERVÄTNING

Återvätning av organogena jordar görs för att återställa dem till våtmarker. Anledningar att göra detta kan vara att sänka utsläpp av växthusgaser från marken och att öka den biologiska mångfalden (Jordan *et al.* 2016; Markensten *et al.* 2018). Vid återställning till våtmark höjs grundvattenytan och porerna som innan återvätning innehöll luft blir istället vattenfyllda. Då minskar utsläpp av CO_2 eftersom syretillgången minskar. Om ytan blir täckt av vegetation kan CO_2 bindas in i marken genom fotosyntes (Hjerpe *et al.* 2014; Wilson *et al.* 2016; Markensten *et al.* 2018).

Eftersom syretillgången minskar kan bildningen av CH_4 öka. En yttligare grundvattenyta har kopplats till högre avgång av CH_4 (Munir & Strack 2014). Vid hög tillgång till lättillgängligt kol, som till exempel färskt växtmaterial, har stor avgång av CH_4 observerats (Hahn-Schöfl *et al.* 2011). Därför kan utsläpp av CH_4 vara extra höga för nyligen anlagda våtmarker (Hjerpe *et al.* 2014). Emissionerna av N_2O från återvätnade organogena jordar är ofta försumbara (Markensten *et al.* 2018). Dock har variation i N_2O -emissioner noterats och återvätning av torvjordar i kombination med gödsling kan leda till höga utsläpp (Kandel *et al.* 2019).

Vid återvätning av dränerad torvmark finns risk för läckage av olika ämnen. I ett försök för en återvätnad torvmark i norra Tyskland observerades stor skillnad i utlakning beroende på torvens förmultningsgrad och om det fanns gott om fosforbindande metaller som järn och

aluminium (Jordan *et al.* 2007; Zak & Gelbrecht 2007). Från den mest förmultnade torven skedde störst läckage av fosfor (P), ammonium och organiskt kol (Zak & Gelbrecht 2007). Läckage av P har även konstaterats i andra studier (Meissner *et al.* 2008), vilket kan bidra till eutrofiering. Brunfärgning av vatten beror ofta på halterna löst organiskt kol i vattnet (DOC) (Länsstyrelsen 2017). Även järn och mangan kan ge brunare vatten (Kritzberg & Ekström 2012; Länsstyrelsen 2017). Turbiditet är ett mått på vattnets grumlighet som är enkelt att utföra. Om det går att använda som mått på halten DOC i lakvatten från torvjordar skulle kostnader för andra analyser kunna minskas.

1.2.7 KOPPARS INVERKAN PÅ MARKYTESÄNKNINGEN

Studier har visat att koppargödsling kan minska aktiviteten hos vissa enzymer producerade av mikroorganismer och således minska konsumtionen av organiskt material (Marthur 1981). I en studie i Kanada (Marthur *et al.* 1979) visade man att förlusten av kol i marken minskade med två tredjedelar när kopparnivåerna steg från 150 ppm till 300 ppm. Studier visar också att torvjordar kan hålla kopparnivåer på tusentals ppm utan att det är skadligt för växterna (Marthur 1981). En studie av G. Tyler (1975) har visat en negativ linjär korrelation mellan kopparkoncentration och koncentrationen av enzymer vid kopparkoncentrationer mellan 30 ppm till omkring 2000 ppm. Preston *et al.* (1980) gjorde en studie på vad man kallar ”microplots” (mindre försöksrutor) som visar att tillförsel av 150 ppm, 300 ppm respektive 1500 ppm på två år gav en 0,35 cm, 1,8 cm respektive 3,0 cm mindre markytesänkning jämfört med en obehandlad referensyta. Samma studie visade också att grödorna inte tog upp någon ökad mängd koppar.

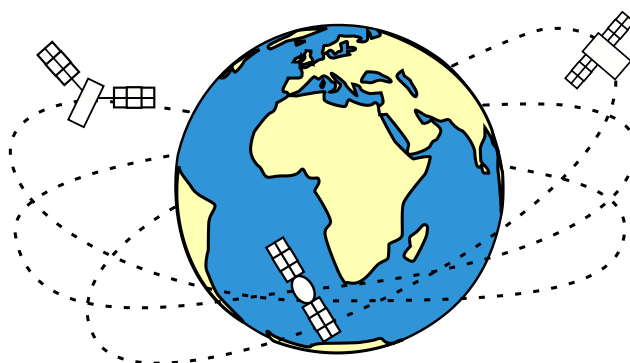
1.3 BAKGRUND: HÖJDMÄTNING, HÖJDMÄTNINGSMETODER OCH KARTOR

Att mäta höjd eller altitud kommer med en hel del utmaningar. Höjd som idé är relativt ointressant om det inte ställs i relation till någon nollnivå. Den globala nollnivån har historiskt varit medelhavsnivån (Lilje *et al.* 2007). Men även havsnivån varierar på grund av att gravitationskraften varierar globalt. Därför har man skapat en nollnivå som är fiktiv och inte syns i naturen. Den kallas geoid och är förenklat den nivå som sammanfaller med en ostörd medelhavsyta. Men geoiden är inte en perfekt ellipsoid utan utan en komplicerad yta som avviker från jordellipsoiden med upp till ungefär 100 m. Detta beror på att geoiden alltid förhåller sig vinkelrät till jordens dragningskraft som i sig varierar på grund av oregelbundenheter i massfördelningen i jordens inre (Lantmäteriet 2019c). Geoiden är också det som betraktas som havet i begreppet ”höjd över havet”. Egentligen är det som mäts således längden på lodlinjen från geoiden till den mätpunkten (Lantmäteriet u.å). För att förhålla sig till detta skapar man höjdsystem som består av ett antal fixpunkter. Fixpunkterna är tydliga punkter i naturen som förväntas vara beständiga över tid. Fixpunkterna används sen som utgångspunkter för inmätning av höjddifferenser till andra objekt. Höjdsystemet innefattar också en väl definierad nollpunkt, hur höjderna är beräknade samt vilken tid höjderna är giltiga för. Sverige skapade sitt första höjdsystem med precisionsavvägningar 1886-1905, RH00. Efter det har ytterligare två system skapats RH70 1951-1967 och det som används idag, RH2000 skapades 1979-2003 (Lantmäteriet u.å). För avvägning av höjden har

i de långliggande försöken använts ett manuellt avvägningsinstrument. Instrumentet är omständligt och tidskrävande att använda. Att finna ett nytt digitalt avvägningsinstrument med smidigare handhavande skulle underlätta avvägningarna och möjliggöra tätare mätningar. I den här studien har 5 olika metoder utvärderats. GPS, lantmäteriets höjddata2+, totalstation, marklaser och flygfoto med hjälp av drönare.

1.3.1 GPS

GPS står för Global Position System och är det första GNSS (Global Navigation Satellite System) som utvecklats och förvaltas av USA. Systemet utvecklades i första hand för militära ändamål men har idag också gjorts tillgängligt för civilsamhället. Systemet består av 24 satelliter som kretas runt jorden i 6 olika banor (Figur 4) (Lantmäteriet 2019d). Idag finns det 6 olika satellitsystem utvecklade av olika länder och regioner (Topcon 2015). För att kunna bestämma position i planet, det vill säga latitud och longitud krävs kontakt med 3 satelliter. För att även kunna bestämma altitud krävs kontakt med 4 satelliter samtidigt (Blessborn 1999). Via GNSS kan vi idag bestämma en position med några meters noggrannhet. Om man dessutom tar hjälp av ett markbundet referenssystem, RTK (Real Time Kinematic) kan man nå en noggrannhet på några centimeter (Odolinski 2010).

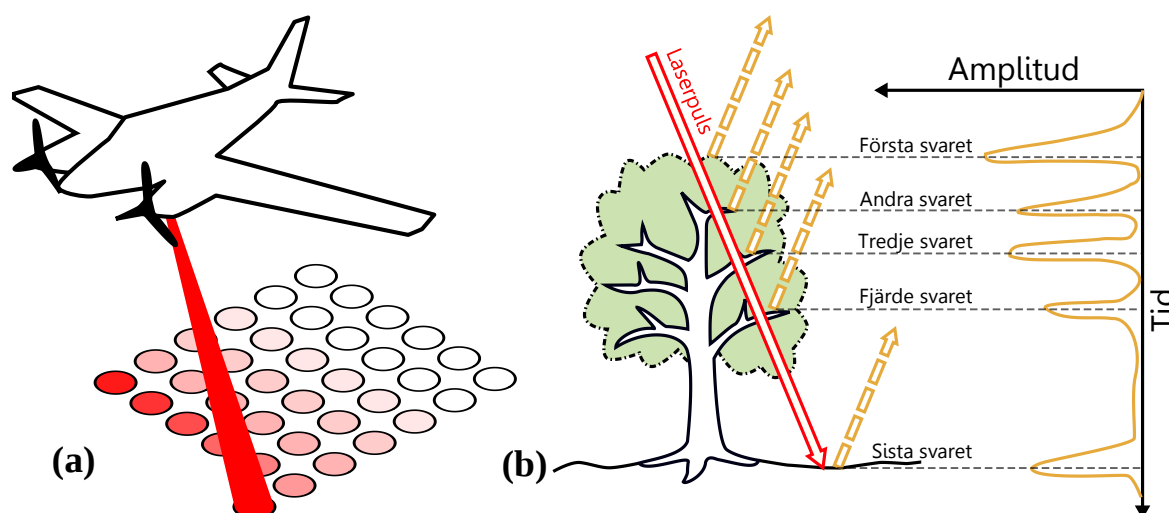


Figur 4. Schematisk bild över satellitbanor runt jorden. Illustration: Sofia Alexandersson Ros.

Det finns många felkällor vid en GNSS-mätning. Det kan till exempel vara fel i satellitklockor och mottagarklockor. Satellitbanorna har viss osäkerhet och signalen kan påverkas av laddade partiklar i jonosfären eller av vattenånga. Det kan också uppstå flervägsfel som innebär att signalen inte väljer kortaste vägen mellan mottagare och satellit (Lantmäteriet 2019a).

1.3.2 LASERSKANNING

Laserskanning från flygplan är ett sätt att skapa höjddata. Genom att en laserskanner sveper fram och tillbaka vinkelrät mot flygplanets färdriktning kan stora områden scannas på relativt kort tid (Figur 5a). Laserpulsens som skickas ut kan ge multipla svar beroende på hur underlaget ser ut (Figur 5b). De data man får kallas för ett punktmoln där alla svar är representerade. Utifrån dessa olika svar kan man klassa bilden så att den visar till exempel endast de svar som kommer från marken varpå man kan göra en höjddatamodell.



Figur 5. (a) Schematisk bild över laserscanning från flygplan. (b) Schematisk bild över olika svar vid laserscanning. Illustration av Sofia Alexandersson Ros efter figurer från Geolas (u.å) och Esri (2019c).

Lantmäteriet har på uppdrag av regeringen skapat en höjddatamodell för Sverige baserad på laserdata. Arbetet påbörjades 2009 och idag finns materialet att beställa hos lantmäteriet. Punktmolnet har klassificerats i tre klassificeringsgrader med klassificeringarna mark, vatten, bro eller oklassificerad. Utifrån laserdata och höjdsystemet RH2000 har lantmäteriet tagit fram en höjddatamodell vid namn höjddata, grid 2+ där 2:an står för en upplösning på 2 m. Modellen använder sig av koordinatsystemet SWEREF 99. Nittioåtta procent av skanningsområdet har en punkttäthet på mer än 0,5 punkter per kvadratmeter. Medelfelet på hårdgjorda plana ytor är 0,05 m i höjd och 0,25 m i plan. Klassificeringen kan dock stöta på problem vid vegetation och klassa det som mark. Det finns två orsaker till det. Dels behöver avståndet mellan två ekon vara mer än 2 meter för att kunna registreras. Dels kan vegetationen vara så tät att laserpulser inte kan tränga igenom till marken. Detta kan ske vid till exempel tät lövsly eller spannmål. När något av dessa två fenomen ger upphov till fullständigt bortfall av punkter på markytan kan vegetationen istället felaktigt klassas som mark. Det kan göra att markytan får ett felaktigt höjdvärde på upp till 3 meter. Ett fall som scannats precis innan skörd kan således få en felaktig högre höjd än ett som scannats utan gröda. Det är därför viktigt att kontrollera när området man är intresserad av har scannats (Lantmäteriet 2019f).

1.3.3 TOTALSTATION

En totalstation är en elektronisk teodolit (vinkelmätare) och längdmätare. Totalstationen mäter vertikalvinkel, horisontalvinkel och lutande längd. Med hjälp av detta kan position och höjd beräknas. Mätningarna utgår ifrån kända referenspunkter så kallade fixpunkter (Harrie *et al.* 2013).

Mätningen går till så att totalstationen etableras på en position och höjd. För att etablera riktnings relationen till en eller flera kända punkter. Totalstationen består av en mätstation och ett prisma. Mätstationen skickar en stråle till prisma. Strålen reflekteras och mätstationen läser av dess position och höjd. Det är således av yttersta vikt att det är fri sikt mellan prisma och mätstationen. Med en robotic-totalstation eller enmansstation räcker det

med en person som håller i stativet med prismet på och den handdator som styr stationen. Mätstationen kan själv söka efter, rikta in sig mot och läsa av prismet.

1.3.4 MARKLASER

En marklaser lägger ut ett laserplan med hjälp av en cirkulerande laser. Mätningen sker sedan med en sticka som träffas av laserstrålen och kan läsas av manuellt. Det är av yttersta vikt för mätningens noggrannhet att lasern står i våg eftersom laserplanet annars hamnar snett. Genom att sen mäta in mot en känd fixpunkt kan man beräkna de övriga mätpunkternas höjd.

1.3.5 DRÖNARE

Med hjälp av Structure from Motion (SfM) som bygger på stereofotogrammetri är det möjligt att skapa en 3-D modell av en yta med hjälp av flygfotografier tagna från en drönare. Modellen rekonstrueras genom automatisk identifiering av matchande element i olika bilder. Med hjälp av många överlappande bilder skapas en databas med liknande element från olika bilder. Dessa element kan sen spåras från bild till bild. Utifrån det kan kamerans position beräknas i iterativa beräkningar. Modellen skapas då i ett eget koordinatsystem som sedan kan refereras till ett riktigt koordinatsystem varefter man kan skapa en "digital elevation model" (DEM) (Westoby *et al.* 2012). Noggrannheten i modellen beror på antalet bilder och på hur stor överlappning som bilderna har och den mjukvara som används för att skapa modellen.

1.3.6 METOD ATT FRAMSTÄLLA YTMODELL

För att interpolera mätpunkterna till kontinuerliga ytmodeller användes Empirical Bayesian Kriging method (EBK). Metoden är en krigingmetod som utvecklats av Esri för att utföra spatial interpolation i ArcGIS Pro. Det här stycket ger en kort beskrivning av metoden.

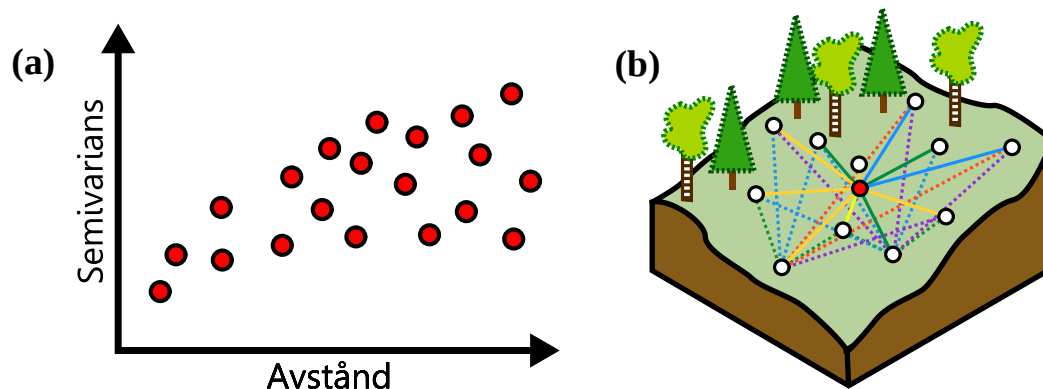
Höjden på markytan varierar kontinuerligt. Varje punkt på ytan har ett unikt höjdvärde. Vid mätning av ytan är det inte möjligt att mäta varje punkt. Mätning sker istället i ett antal slumpmässigt utvalda punkter som antas representera ytan. Desto fler punkter som mäts desto större noggrannhet erhåller mätningen. Via matematiska modeller är det sen möjligt att interpolera fram ett värde för alla punkter som inte har ett mätt värde. För spatiala mätningar används ofta en metod som kallas kriging (Esri 2016). Kriging är en avancerad geostatistisk process. Kriging förutsätter att det finns en rumslig korrelation mellan mätpunkterna som beror av avståndet mellan punkterna. Två punkter som är nära varandra är sannolikt mer lika än två punkter som är långt ifrån varandra. Kriging utgår från ekvation (1) (Esri 2016).

$$Z(S_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(s_i) \quad (1)$$

Där S_0 är punkten för vilken värdet beräknas, $Z(s_i)$ är mätvärdet i punkten i , λ_i är en okänd vikt för värdet i punkten i och N är antalet mätta värden som inkluderas i beräkningen.

Det är den okända vikten som är styrkan i kriging, ekvation (1). Vikten beror dels på avståndet mellan punkterna men också på den spatiala autokorrelationen mellan mätpunkterna som beräkningen bygger på och en modell som anpassas till punkterna.

Kriging arbetar i två steg och man brukar säga att den använder data två gånger. I första steget beräknar kriging variogram (Figur 6a). Variogram beräknas mellan par av punkter för att uppskatta värdet för autokorrelationen mellan mätpunkterna (Esri 2016).



Figur 6. (a) Exempel på variogram. Varje punkt representerar alla punktpar vars avstånd till varandra faller inom ett och samma intervall. (b) Schematisk beskrivning av punktpar som används vid skapandet av variogram. Den röda punkten representerar den beräknade punkten och de svarta de mätta punkterna. Heldragna linjer representerar punktpar med beräknade punkten och mätta punkter där varje färg representerar avståndsintervall. De streckade punkterna beskriver punktpar mellan mätta punkter. Illustrationer av Sofia Alexandersson Ros baserat på figurer från Esri (2016).

Värdet för autokorrelationen beror på den modell som valts. För att beräkna variogram används avståndet mellan par av de mätpunkter som används i beräkningen (Figur 6b). Men eftersom alla avstånd inte kommer att vara representerade anpassas en modell som är kontinuerlig utifrån mätpunkternas relation. Det kan liknas vid att göra en regression där man passar en linje eller kurva till ett antal mätpunkter. Modellen kan till exempel vara en sfär som avtar med ökat avstånd till punkten som beräknas. I nästa steg utförs sedan interpolationen för hela ytan (Esri 2016).

För att göra en interpolation med hög precision med kriging i ArcGis så krävs det att man manuellt anpassar många parametrar. För att förenkla den processen har mjukvaruföretaget Esri tagit fram en metod för ArcGIS Pro man kallar EBK. EBK använder uppdelning av punkter i mindre grupper samt många simuleringar för att komma fram till det bästa variogrammet för interpolationen. EBK använder fyra steg istället för två. I första steget uppskattas ett variogram från en grupp av mätpunkterna. I steg två används variogrammet som en modell för att simulera nya mätdata för varje mätpunkt i undergruppen. I tredje steget skapas ett nytt variogram utifrån simulerade mätdata. I fjärde steget upprepas steg två och tre ett valt antal gånger. Vid varje upprepning används variogrammet från steg ett.

Detta gör att man för varje undergrupp får ett stort antal variogram som kan ligga till grund för interpolationen. Fördelen med EBK är dels enkelheten i användandet i ArcGIS Pro samt att den ger hög noggrannhet och precision för små dataset så som de som interpoleras i den här studien (Esri 2019b) (En detaljerad beskrivning av metoden kan läsas på pro.arcgis.com).

2 Material

2.1 LÅNGLIGGANDE FÄLTFÖRSÖK

1986 och 1987 lade Kerstin Berglund, (forskare, SLU, institutionen för mark och miljö) ut långliggande försök på 7 olika torvjordar med geografisk spridning från Norrbotten i norr till

Småland i söder. Syftet med försöken var att följa markytesänkningen på olika torvtyper och vid olika odlingsintensitet samt att se effekten av koppargödsling på nedbrytningshastigheten. Två försöksrutor märktes ut på varje plats där ett led gödslades med kopparsulfat blandat med vatten och ett led lämnades orört.

Innan försöket lades ut analyserades jordarna på sitt innehåll av koppar. Utifrån jordarnas kopparhalt och volymvikt tillsattes koppar med målet att nå en kopparhalt i jorden på 100 ppm. Gödslingen skedde vid ett tillfälle vid utläggningen av försöket. Jordarna har från utläggningen och fram till 2009 vägts av med två till fyra års mellanrum för att studera markytesänkningen.

2.2 BESKRIVNING AV PROVPLATSER

I den här studien har jordprover tagits från fyra av långliggande försökets provplatser. Örke på Bålingemossar norr om Uppsala, Kälkestad norr om Ödeshög, Martebo myr på mellersta Gotland och Lidhult väster om Värnamo (Figur 7). Örke och Kälkestad består av kärrtorv, Lidhult av mosstorv och Martebo av kalkrik kärrtorv. Tabell 1 är en sammanfattande beskrivning av provplatserna.

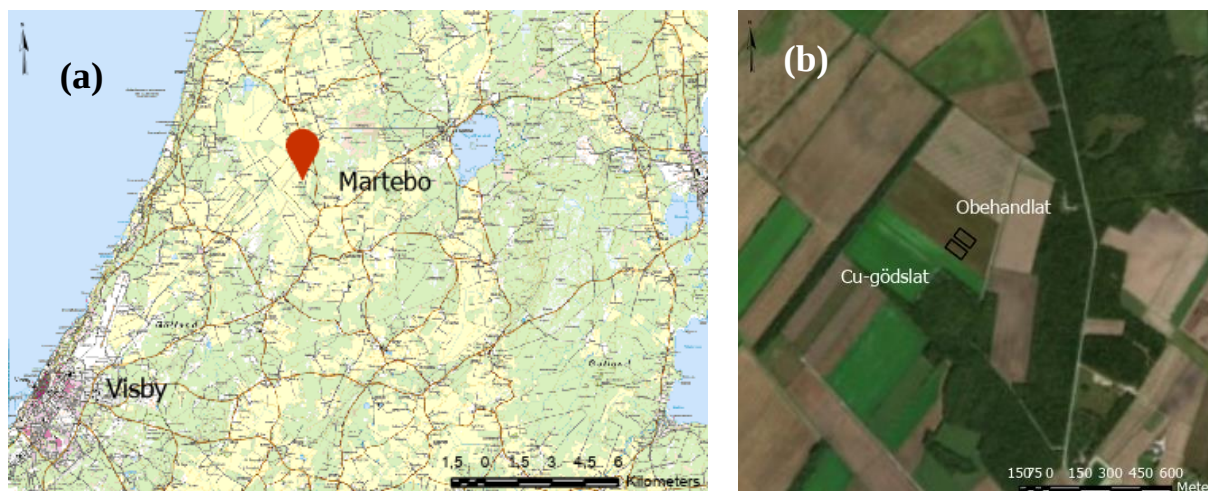


Figur 7. Geografiska positioner för de fyra jordarna som användes i denna studie. Bakgrundskarta: terrängkarta Lantmäteriet (2018).

Tabell 1. Sammanfattande tabell över provplatserna

Provplats	Jordart	Torvdjup	Odling	Dränering
Martebo	Kalkrik Kärrtorv	0,6-2,0 m	Morötter treårscykel	Öppna diken 60 m, täckdiken
Örke	Kärrtorv	1-2 m	Vall/träda	Öppna diken 75 m, ingen detaljdränering
Kälkestad	Kärrtorv	~1 m	Morötter treårscykel, fr 2005 spannmål	Öppna diken 90 m detaljdränering plaströr 18 m
Lidhult	Mosstorv	1,5-4 m	Vall	Täckdikad

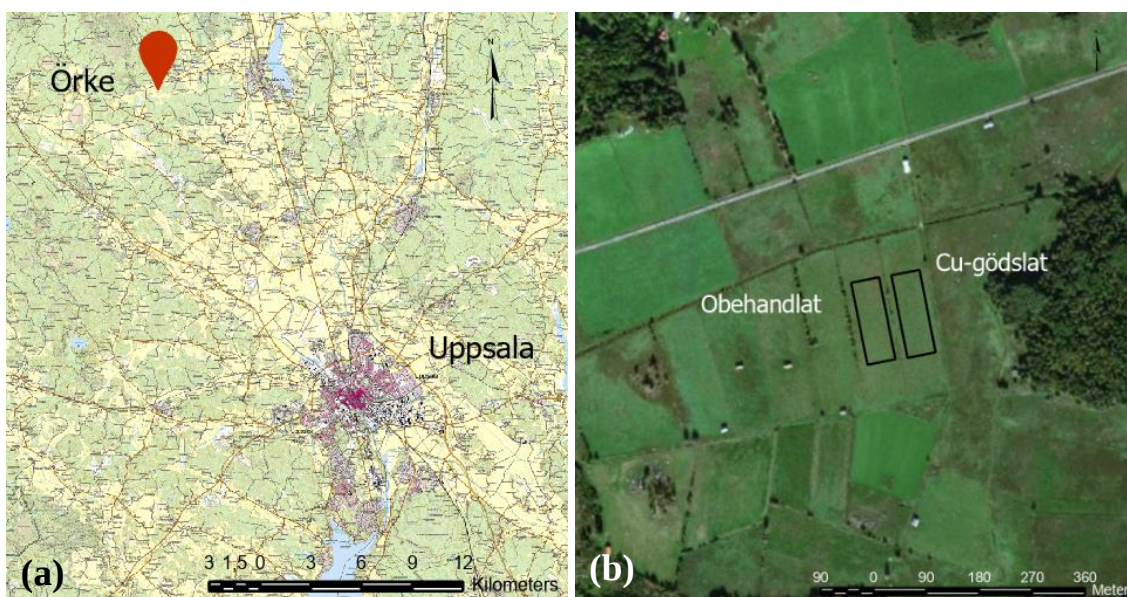
2.2.1 MARTEBO



Figur 8. (a) Geografisk placering av provplatsen Martebo Lantmäteriet (2018). (b) Ortofoto över provplatsen Martebo. De svarta rektanglarna representerar försöksrutorna (Esri 2019a). Bakgrundsbild: Ortofoto från DigitalGlobe. GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USADA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS user Community.

Martebo ($57^{\circ}72' \text{ N}$, $18^{\circ}5' \text{ E}$) är beläget omkring 15 km nordväst om Visby (Figur 8). Provplatsen är dränerad med både öppna diken och täckdiken. Flera diken har sedan 1986 lagts igen. 1993-1994 lades diket som gick mellan den kopparbehandlade och den obehandlade försöksrutan igen. Torvdjupet var 1986 0,6-2,0 m. Korn, oljeväxter och morötter har odlats växelvis med morötter vart fjärde år till en början och senare vart tredje år. Vid provtagningarna för den här studien odlades morötter. Jordarten i det översta lagret, 0-25 cm är högförmultnad ag med förmultningsgrad på H10 enligt von Post skala. Vid 25-85 cm djup är det filtaktig vasstorp med lägre förmultningsgrad (von Post H5-6). Mellan 80-100 cm förekommer röda vedrester och under 100 cm gula trädrester. Med ökat djup blir inslagen av gytta större och övergår sen till kalkgyttja (Berglund 2019b).

2.2.2 ÖRKE



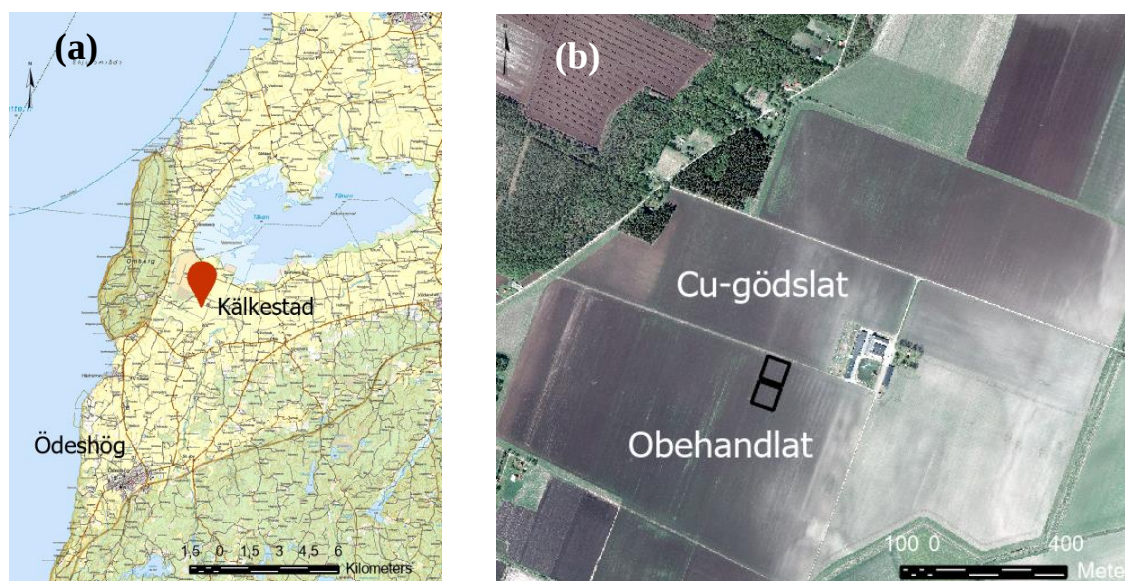
Figur 9. (a) Geografisk placering av provplatsen Örke (Lantmäteriet 2019). (b) Ortofoto över provplatsen Örke. De svarta rektanglarna representerar försöksrutorna (Esri 2019a). Bakgrundsbild: Ortofoto från DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USADA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS user Community.

Örke ($60^{\circ}03' \text{ N}$, $17^{\circ}4' \text{ E}$) är en del av Bälunge mossar som är beläget ungefär 15 km nordväst om Uppsala (Figur 9). Provplatsen har ingen detaljdränering men har öppna diken med ett mellanrum på 75 m. En större kanal rinner 75 meter norr om provplatsen. Torvdjupet varierar mellan 1,0–2,0 m. När försöket lades ut 1986 odlades spannmål på provplatsen men det har efter det dominerats av vall (Berglund 2019b). Vid provtagningarna för denna studie brukas inte fälten. Delar av det västra fältet där den obehandlade försöksrutan ligger har bökats av vildsvin. Jordarten i den övre delen av profilen (0–50 cm) är högförmultnad torv H9–10 enligt Von Post skala som domineras av brunmosstorv. Även jordlagren vid 50–100 cm djup domineras av brunmosstorv (Figur 10). Förmultningsgraden minskade med ökat djup och i de djupare delarna fanns inslag av trädrester, sannolikt björk och alm (Figur 10). Under 100 cm djup ökar andelen gytta med ökat djup som slutligen övergår till lera.



Figur 10. (a) Profil ned till grundvattennivån på obehandlade försöksrutan på Örke. (b) Jordprov med vedrester från Örke.

2.2.3 KÄLKESTAD



Figur 11. (a) Geografisk placering av provplatsen Kälkestad (Lantmäteriet 2019). (b) Ortofoto över provplatsen Kälkestad. De svarta rektanglarna representerar försöksrutorna. Ortofoto 1 m färg © Lantmäteriet (2017)

Kälkestad ($58^{\circ}31' \text{ N}$, $14^{\circ}7' \text{ E}$) ligger i Östergötland, 10 km nord-nordöst om Ödeshög (Figur 10). 1986 dränerades åkrarna med dikesavstånd på 18 m.

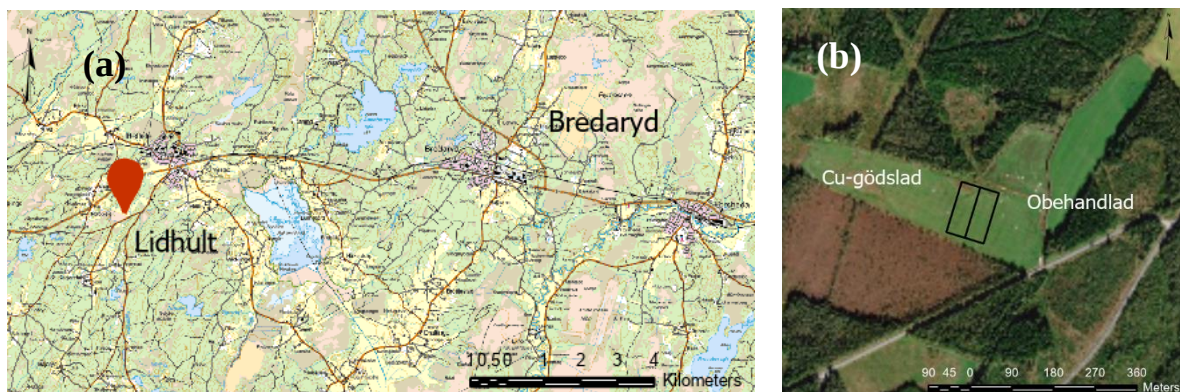
Jordprofilen består av fyra horisonter (Figur 12). Den översta horisonten (matjorden) är påverkad av bearbetning ned till ca 20 cm. Mellan 20 och 40 cm finns en högförmultnad horisont bestående av hydrofob amorf kärrtorv (von Post H9-10). Mellan 40 och 80 cm finns en lågförmultnad horisont innehållande trädrester, framför allt mycket al och björk. Vid 80 cm börjar ett sandlager.



Figur 12. Jordprofil för Kälkestad. Uppifrån och ned: 0-20 cm plöjhorisont, 20-40 cm högförmultnad hydrofob och amorf kärrtorv, 40-80 cm lågförmultnad kärrtorv innehållande al och björk, 80 cm sand.

Idag används provplatsen som åkermark med odling av spannmål. Innan 2005 har både morötter och spannmål odlats på platsen. Ingen visuell skillnad kunde observeras mellan tillväxt på den koppargödslade respektive icke koppargödslade försöksrutan.

2.2.4 LIDHULT



Figur 13. (a) Geografisk placering av provplatsen Lidhult (Lantmäteriet 2019). (b) Ortofoto över provplatsen Lidhult. De svarta rektanglarna representerar försöksrutorna (Esri 2019a). Bakgrundsbild: Ortofoto från DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USADA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS user Community.

Lidhult (57°16' N, 13°57' E) ligger i Småland, cirka en mil väster om Bredaryd (Figur 13). Det är en mosse som odlades upp under åren 1950 och 1951 och även täckdikades i samband med det på ett dikesdjup av 1,1 m (Berglund *et al.* 1989). 1999-2000 dränerades området om. Under försöksperioden har även en gasledning grävts ned i nordöstra delen av åkern.

Jordarten på platsen är mosstorv. De översta 30 cm består av matjord (bearbetad horisont) där materialet är nästan helt humifierat (Figur 14). Vid 30 cm och djupare finns en låghumifierad vitmossehorisont, förmultningsgrad H3 enligt von Posts skala. Ner till 1,6 m djup sågs ingen direkt förändring av jordart och djupare än så är okänt. Torvdjupet varierade ursprungligen mellan 1,5 och 4 m (Berglund *et al.* 1989). Tidigare har rapporterats att den övre delen bestod av lågförmultnad vitmosstorv med inslag av tuvull och en förmultningsgrad kring H5. Djupare ned rapporterades en övergång till starrmosstorv (Berglund *et al.* 1989).



Figur 14. De översta 30 cm i Lidhult, materialet är nästan helt humifierat.

Idag växer vallväxter på fältet. Ingen tydlig skillnad i vegetation mellan den Cu-behandlade och obehandlade försöksrutan kan ses genom att enbart observera fälten. Där fältet tar slut börjar högmossen och det går tydligt att se skillnad i markytans höjd på fältet jämfört med högmossen (Figur 1).

2.2.5 JORDENS EGENSKAPER PÅ PROVPLATSERNA

Jordprover har under det långliggande försöket tagits med två till fyra års mellanrum mellan 1989 och 2002. Mätningar gjordes på förrådskoppar (Cu-HCl), glödförlust, totalt kolinnehåll (totC), totalt kväveinnehåll (totN) och pH. Dry Bulk Density (DBD) mättes vid utläggningen av försöket (Berglund u.å). Förrådskoppar extraherades enligt metod i Kungliga Lantbruksstyrelsens kungörelse (KLS 1965). Till 2 g jord tillsattes 50 ml 2 M saltsyra. Provet sänktes ned i kokande vattenbad i 2 timmar. Därefter kylde provet och jorden filtrerades ifrån. Kopparhalten i HCl-extrakten bestämdes med analysmetoden ICP-AES (Berglund 2019a). Koppargödslingen som genomfördes som en engångsgiva i början av försöket var inte tillräcklig för att någon av jordarna skulle nå målet med en kopparhalt på 100 ppm. Alla jordarna hade vid första mättillfället en lägre halt (Tabell 2).

Tabell 2. Fysikaliska och kemiska egenskaper för jordprover från försöksrutorna. Proverna togs 1986 och 1989 på Martebo och Lidhult, 1986 och 1990 på Örke, 1987 och 1990 på Kälkestad. tot-c= totalt kolinnehåll, tot-N = totalt kväveinnehåll, C/N = kol-kvävekvot, DBD = torr skrymdensitet. ”–” Betyder att data saknas.

Försöksplats	Förrådskoppar (ppm)	Glödförlust %	tot-C %	tot-N %	C/N	pH	DBD
	1989/90	1986/87	1986/87	1986/87		1986/87	1986/87
Martebo Obehandlad	9,1	84,7	45,9	2,82	16,3	5,6	0,25
Martebo Cu-gödslad	43,2	82,8	42,9	3,03	14,2	5,6	0,32
Örke Obehandlad	13,3	84,9	43,6	2,89	15,1	5,6	0,31
Örke Cu-gödslad	57,9	84,6	43,5	3,36	12,9	5,4	0,27
Kälkestad Obehandlad	22,3	68,1	36,6	2,35	15,6	4,7	0,38
Kälkestad Cu-gödslad	64,0	67,7	36,0	2,27	15,9	5,8	0,37
Lidhult Obehandlad	5,1	93,0	49,3	1,62	30,4	4,8	0,24
Lidhult Cu-gödslad	23,4	93,9	-	-	-	4,8	0,24

3 Metod, resultat och diskussion: Gasavgång och utlakning

3.1 METOD

3.1.1 INSAMLING AV PROVER

Försöksrutorna mättes in med hjälp av gamla kartor och beskrivningar (se avsnitt 4.1.1). På varje provplats fanns två försöksrutor, en som hade kopparbehandlats 1986 och en som var obehandlad. Flaggor placerades i hörnen på rutorna. Eftersom detaljer som markerade hörnen i fält ibland inte fanns kvar och positionen var en uppskattning kunde hörnpositionerna vara fel på några meter. För att vara säkra på att proverna togs inom originalrutorna togs de i fält nära mitten på rutorna. I varje ruta togs ostörda jordprover ut i PVC-rör och stålcyllindrar (Figur 15) samt prover för kemisk analys. Om det var växtlighet på jorden, vilket var fallet i Örke, Kälkestad och Lidhult, togs den översta rotfilten bort (ca 2-3 cm). I Martebo däremot var det morotsodling och ingen växtlighet mellan morotsraderna där jordproverna i PVC-rör och stålcyllindrar togs ut.



Figur 15. PVC-rör (vänster) och stålcyllinder (höger). PVC-röret är 15 cm högt och 183 mm i inre diameter. Stålcyllindern är 100 mm hög, 72 mm i inre diameter och 75 mm i yttre diameter.

Proverna som samlades in skulle senare användas till tre olika studier, ett inkubationsförsök, en dräneringsstudie och en utlakningsstudie (Tabell 3). Under insamling mättes även CO_2 i fält. De olika försöken och mätningarna beskrivs utförligt längre ner i metodavsnittet.

Tabell 3. Antal insamlade jordprover och fältmätningar från de olika leden (obehandlat respektive kopparbehandlat) för varje provplats

Försöksruta	Inkubationsförsök	Dräneringsstudie	Utlakningsstudie	Fältmätning CO_2
Martebo Obehandlad	10 stålcyllindrar	5 stålcyllindrar	4 PVC-rör	4 PVC-rör
Martebo Kopparbehandlad	-	5 stålcyllindrar	4 PVC-rör	4 PVC-rör
Örke Obehandlad	10 stålcyllindrar	5 stålcyllindrar	4 PVC-rör	4 PVC-rör
Örke Kopparbehandlad	-	5 stålcyllindrar	4 PVC-rör	4 PVC-rör
Kälkestad Obehandlad	10 stålcyllindrar	5 stålcyllindrar	4 PVC-rör	4 PVC-rör
Kälkestad Kopparbehandlad	-	5 stålcyllindrar	4 PVC-rör	4 PVC-rör
Lidhult Obehandlad	10 stålcyllindrar	5 stålcyllindrar	4 PVC-rör	-
Lidhult Kopparbehandlad	-	5 stålcyllindrar	4 PVC-rör	-

Stålcylindrar

I den kopparbehandlade försöksrutan togs fem stycken stålcylindrar med innerdiameter 73 mm (ytterdiameter 75 mm) och höjden 100 mm, medan på den obehandlade togs 15 cylindrar av samma dimensioner. Proverna användes senare till ett inkubationsförsök eller en dräneringsstudie enligt Tabell 3. Proverna togs ut genom att ställa cylindrarna på rad med den vassa sidan nedåt och sedan banka ner dem med en specialdesignad slägga (Figur 16). När cylindrarna var helt nedslagna i jorden grävdes de försiktigt upp en i taget. Detta så att jord ej skulle falla ur eller tryckas till. Jorden i stålcylindrarna jämnades med dess kant genom att skära bort överskottet och därefter placerades ett filterpapper och ett plastlock på vardera sida av cylindern. De jordfyllda stålcylindrarna transporterades till SLU och placerades i kylrum inom två dagar från att de hade insamlats.



Figur 16. (a) Stålcylinder slås ned med specialdesignad slägga. Röd ruta markerar var raden stålcylindrar är placerade. (b) Stålcylinder grävs upp. (c) Stålcylinder förses med filterpapper och lock (c).

Lysimetrar

Lysimetrarna bestod av PVC-rör som var 18,3 cm i diameter och 15 cm höga. I fält slogs de ned i jorden tills en kant på 1-5 cm stod upp ur jorden. Vid Martebo gjordes detta genom att trycka ner dem för hand. Det var möjligt eftersom jorden var lucker. På övriga platser användes en slägga och vid Örke och Lidhult behövdes även en vass, cirkelformad metallkant på undersidan av lysimetrarna för att de skulle kunna slås ned i jorden. På varje provplats slogs åtta lysimetrar ned (fyra på den kopparbehandlade försöksrutan och fyra på den obehandlade).

Mätningar av CO₂ gjordes i fält genom att placera en mörk kammare av höjden 17 cm och diametern 20 cm ovanpå lysimetern (Figur 17). Kammaren kopplades via slangar av diametern 3 mm och sammanlagda längden på 1,6 m till en Vaisala GMP 343 CO₂-mätare och en pump. Mätningarna utfördes i fem minuter eller, om koncentrationen ökade väldigt snabbt, tills en ökning med minst 100 ppm hade uppnåtts. Mätningarna loggades automatiskt

var 5:e sekund och varje mätning var ett medelvärde av koncentrationen under de senaste tio sekunderna. Utanför lysimetern mättes markens fuktighet med en fuktmätare WET-sensor från Delta-T. Gas- och fuktmätning utfördes ej vid Lidhult eftersom CO₂-mätare och fuktmätare hade blivit fuktskadade dagen innan i Kälkestad på grund av kraftigt regn.



Figur 17. CO₂-mätning i fält. Fotot är taget vid Martebo.

När mätningar av CO₂ var utförda på alla lysimetrar slogs de ned helt. Sedan grävdes de upp och togs med hem i plastpåse som var tejpade med silvertejp och märkt med id. Lysimetrarna placerades i kylrum inom två dagar efter att de hade blivit insamlade.

3.1.2 FÖRBEREDELSE AV STÅLCYLINDRAR FÖR LABBSTUDIER

Stålcylindrarna från fält förbereddes för labbförsök genom att försiktigt ta bort lock och filterpapper från undersidan av cylindern. Om det var för mycket jord i cylindern skars överskottet försiktigt bort och om det var för lite jord noterades hur stor jordvolym som saknades för att cylindern skulle ha varit fylld (detta mättes med skjutmått).

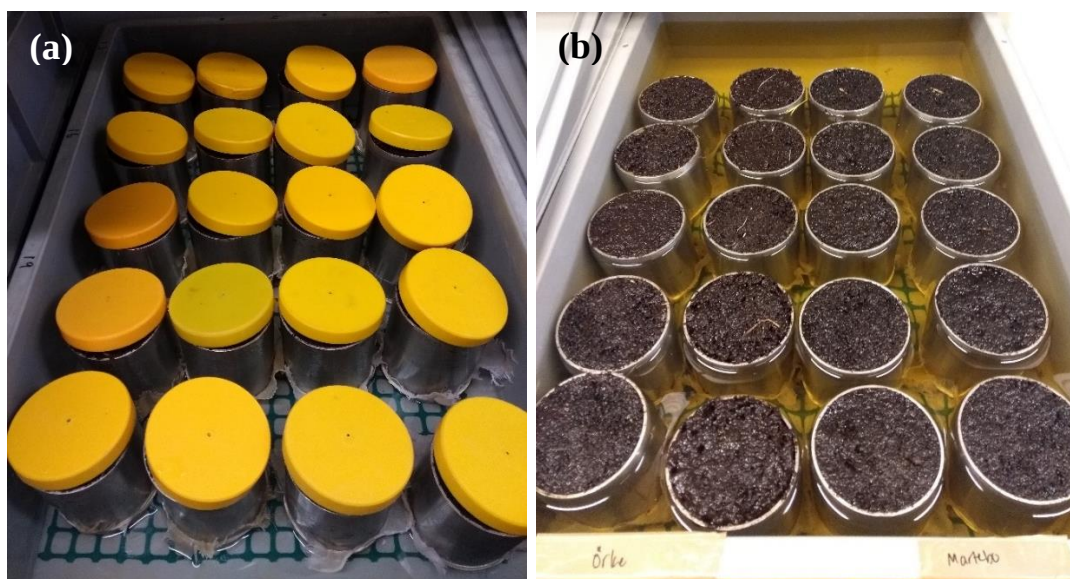
Ett nytt filterpapper placerades sedan på undersidan av cylindern och ovanpå det ett finmaskigt nät som fästes med en gummisnodd (Figur 18). Detta gjordes för att tillåta fritt vattenflöde in i cylindern utan att riskera att jorden föll ut.



Figur 18. Stålcylindrarna förbereddes för labbförsök. Ett filterpapper lades på undersidan, därefter fästes ett finmaskigt nät med gummisnodd. I figuren är stålcylinders undersida uppåt.

Cylindrarna vändes och locket togs av försiktigt på andra sidan. Även här skars överskott bort och eventuella hål noterades. Ett nytt lock sattes på ovensidan, dock på glänt för att tillåta ventilation och eventuella maskar att krypa ut. På proverna från Martebo, som legat i kylrum sedan juli, fastnade jord ibland på filterpapperet. Det fanns även en tunn vitmögelfilm och den skrapades försiktigt bort från ovensidan av proverna.

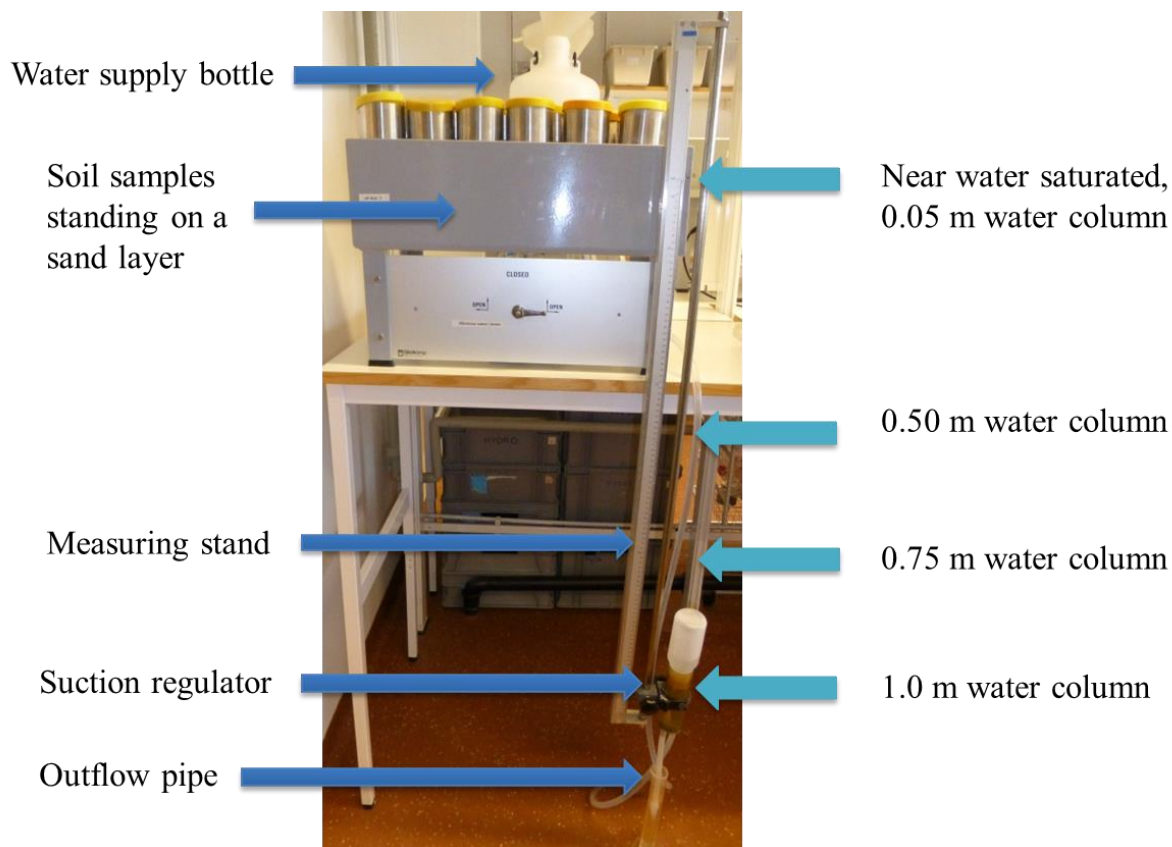
De kopparbehandlade jordproverna samt fem obehandlade jordprover från vardera provplats placerades i en back med ett grovmaskigt nät i botten (Figur 19). Därefter hälldes 1 L kranvatten i backen. Det hälldes bredvid stålcylindrarna så att det skulle infiltrera underifrån. Vattnet var kokat föregående dag och svalnat till rumstemperatur för att innehålla mindre syre. Upp till 2 L kokt vatten om dagen fylldes på tills all 20 cylindrar i en back hade blivit mättade ända upp till kanten, vilket tog 14 dagar för Martebo och Örke och 10 dagar för Kälkestad och Lidhult. Anledningen till att det tog längre tid för Martebo och Örke var att insamling av proverna för Lidhult och Kälkestad utfördes i fält samtidigt, och möjlighet att fylla på vatten på labb inte fanns. Därefter förflyttades cylindrarna från backen med vatten till en sandbädd där dränering påbörjades.



Figur 19. Stålcylindrar står i backar, vattenmättas inför dränering till olika djup på sandbädd. (a) Innan vattenmättnad och (b) vattenmättade.

3.1.3 SANDBÄDD FÖR DRÄNERINGSSTUDIE

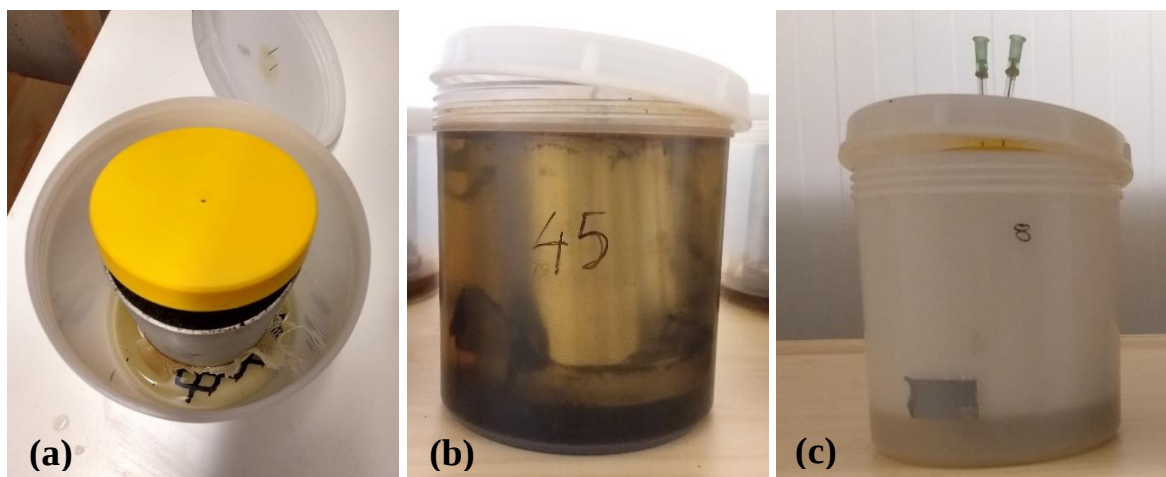
Sandbädden fungerade genom att den först fylldes med vatten till sandens yta. Därefter placerades stålcyldrarna på sandytan (Figur 20). Vattennivån i sandbädden ställdes därefter in på aktuellt dräneringssteg, en viss tryckpotential (pF). Då började vatten att dräneras ur sanden och jorden i stålcyldrarna. När inget mer vatten hade dränerats på tre dagar ansågs jämvikt vara nådd, vilket tog mellan en till två veckor. Då förflyttades stålcyldrarna till plastburkar där gasavgång mättes.



Figur 20. Sandbädd, figur från Norberg (2018) använd med tillstånd från författare. Vatten fylls på från "Water supply bottle" till sandbädd så att sandbädden är vattenmättad upp till ytan. Stålcyldrarna placeras på sandytan. Därefter ställs dräneringssteg in med "Suction regulator". Då börjar vatten dräneras ut ur sandbädd och jord i cylindrarna. Vattnet rinner ut genom "Outflow pipe". När inget mer vatten har kommit ut "Outflow pipe" på tre dagar anses cylindrarna och sandbädden vara i jämvikt med aktuellt dräneringssteg.

3.1.4 INKUBATIONSFÖRSÖK

Till inkubationsförsöket användes endast cylindrar med jord från den obehandlade försöksrutan. 10 cylindrar från vardera provplats placerades i plastburkar av diameter 110 mm och höjd 120 mm, även de med grovmaskigt nät i botten (Figur 21).



Figur 21. Burkar med stålcylindrar. (a) Grovmaskigt nät i botten. (b) Burk med vattenmättad cylinder. (c) Burk med vatten upp till 1 cm på cylindern, tejpbit markerar var 1 cm är.

Plastburkarna placerades i 21-gradigt rum (konstant temperatur). Där vattenmättades hälften under 19 (Martebo och Örke) respektive 16 dagar (Kälkestad och Lidhult). Den andra hälften fylldes med vatten 1 cm upp från cylinderns nedre kant. Vattnet fylldes på mellan burk och cylinder så att det infiltrerade underifrån. När vattenmättnad hade nåtts för burkar från en provplats mättes gasavgång för alla cylindrarna från den provplatsen, inklusive de som endast hade vatten 1 cm från stålcylinderns nedre kant. I inkubationsförsöket mättes CO_2 , CH_4 och N_2O vid tre provtagningstillfällen med två veckor mellan varje försök (Tabell 4).

Tabell 4. Datum för provtagningstillfällen i inkubationsförsök

Provplatser	Provtagningstillfälle 1	Provtagningstillfälle 2	Provtagningstillfälle 3
Martebo & Örke	30 september 2019	14 oktober 2019	28 oktober 2019
Kälkestad & Lidhult	8 oktober 2019	21 oktober 2019	5 november 2019

3.1.5 MÄTNING AV GASAVGÅNG PÅ JORD I STÅLCYLINDRAR

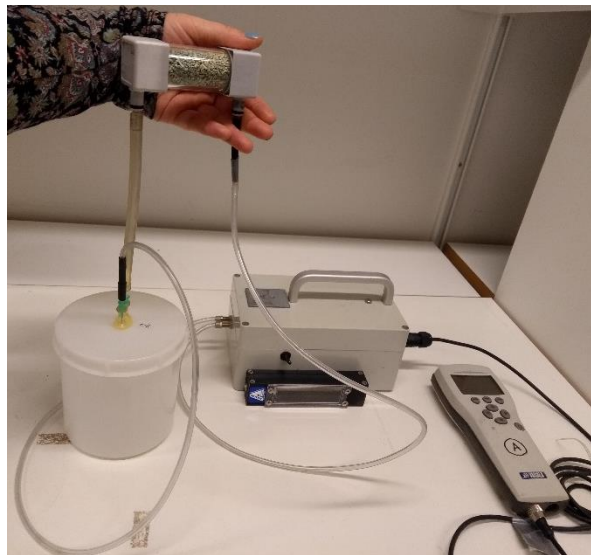
Gasmätningarna gjordes i PVC-burkar med skruvlock. Inre diameter var 110 mm och inre höjd 120 mm. Locken på burkarna hade kanyler (Figur 21). För cylindrarna i inkubationsförsöket användes de burkar som proverna var inkuberade i. Cylindrarna i dräneringsstudien placerades i en tom PVC-burk av samma sort. Kanylerna på burkarnas lock kopplades till en pump så att gasen från burkarna ventilerades genom pumpen till en CO_2 -sensor (vid mätning av CO_2) eller in i glasvialer (vid mätning av N_2O eller CH_4) (Figur 22).



Figur 22. Burkar uppställda för mätning av N_2O och CH_4 . Pump är kopplad till burk som är kopplad till glasvial som sedan går tillbaka till pumpen igen. Figur visar pump använd för mätningar av N_2O och CH_4 . Slangarna är 4 mm i diameter och har total längd på 1,3 m.

Koldioxid

Samma CO_2 -mätare och pump som hade använts i fält användes i labb. Före mätning påbörjades kopplades en CO_2 -fälla innehållande soda lime mellan PVC-burk och pump (Figur 23). Med hjälp av fällan sänktes CO_2 -koncentrationen i burken till under 400 ppm. Detta eftersom koncentrationerna i rummet kunde bli mycket höga från utandningsluft, ibland över 1000 ppm. När CO_2 -koncentrationen var under 400 ppm stängdes pumpen av och CO_2 -fällan kopplades bort. Pumpen startades och mätning av CO_2 påbörjades.



Figur 23. CO_2 -fälla hålls upp överst i bilden. Efter sänkning av CO_2 kopplas fällan ur och pump kopplas istället ihop direkt med burk. CO_2 -sensor är placerad inuti pumplåda och mätvärden visas och loggas mha handdator längst till höger i bild.

Det var svårt att sänka CO_2 -koncentrationen till strax under 400 ppm och ofta sjönk den till under 300 ppm. Då inväntades en stigning till minst 350 ppm innan mätning startades. När mätning hade startats pågick den i fem minuter, eller tills en stigning på minst 100 ppm var uppnådd. CO_2 -koncentrationer loggades automatiskt var 5:e sekund. Mätning av CO_2 har

utförts av tre olika personer som troligtvis har sänkt CO₂-koncentrationen i burkarna på lite olika sätt.

Metan och lustgas

Koncentration av CH₄ och N₂O mättes i fyra mätningar vid 0, 10, 20 och 30 minuter efter att locket stängts. Vid den första mätningen skruvades locket på, slangar till pump kopplades in och en glasvial av volym 22 mL kopplades in med kanyler (Figur 24). Vid tidpunkten 0 startades pumpen och luft pumpades runt så att luften i vialen byttes ut mot luft från burken. För att hinna skruva på lock, koppla in slangar och vial och starta pumpen vid tiden 0 började locket skruvas på 30 sekunder innan tiden 0.



Figur 24. Glasvial med kanyler för uppsamling av gasprov.

Test av utrustning

För att utesluta eller hitta läckage testades pumpsystemet med PVC-burk, slangar och CO₂-mätare. CO₂-koncentration i burken sänktes med CO₂-fällan, fällan kopplades ur och systemet kopplades ihop. Under fem minuter gick pump och CO₂-koncentrationer mättes. Under hela tiden fördes konversation nära burken för att hålla en hög CO₂-koncentration utanför burken. Test av systemets täthet utfördes bara för den pump som användes vid mätning av CO₂.

3.1.6 FÖRBEREDELSE AV LYSIMETRAR FÖR UTLAKNINGSFÖRSÖK

Lysimetrarna hämtades från kylrum 24 timmar innan de förbereddes för regnsimulering så att de skulle hinna acklimatisera sig till rumstemperatur. De förbereddes genom att undersidan som var vänd uppåt jämnades till, dvs jord togs bort så att jordytan var kant i kant med PVC-rörets kant. Ett tunt metallnät placerades på undersidan, sedan ett rengjort underrede av PVC med tillhörande gummislang (rengjorda med varmt kranvatten). Lysimetern vändes så att undersida och underrede var nedåt. Därefter togs jord bort från ovansidan så att avståndet blev 20 mm från jordytan till PVC-rörets överkant (Figur 25).



Figur 25. (a) Underrede till lysimeter för regnsimulering och (b) lysimeter förberedd för regnsimulering. Jordytan är 2 cm nedanför PVC-rörets överkant.

Av jorden som togs bort under förberedelse av lysimetrarna sparades 2 dL från både översida och undersida i en plastpåse. Hälften torkades och skickades på kemisk analys och hälften användes otorkad för att mäta pH och elektrisk konduktivitet.

3.1.7 UTLAKNINGSFÖRSÖK

Utlakningsförsöken gjordes genom att placera lysimetrarna i en regnsimulator (Figur 26), bevattna dem och samla upp lakvattnet.



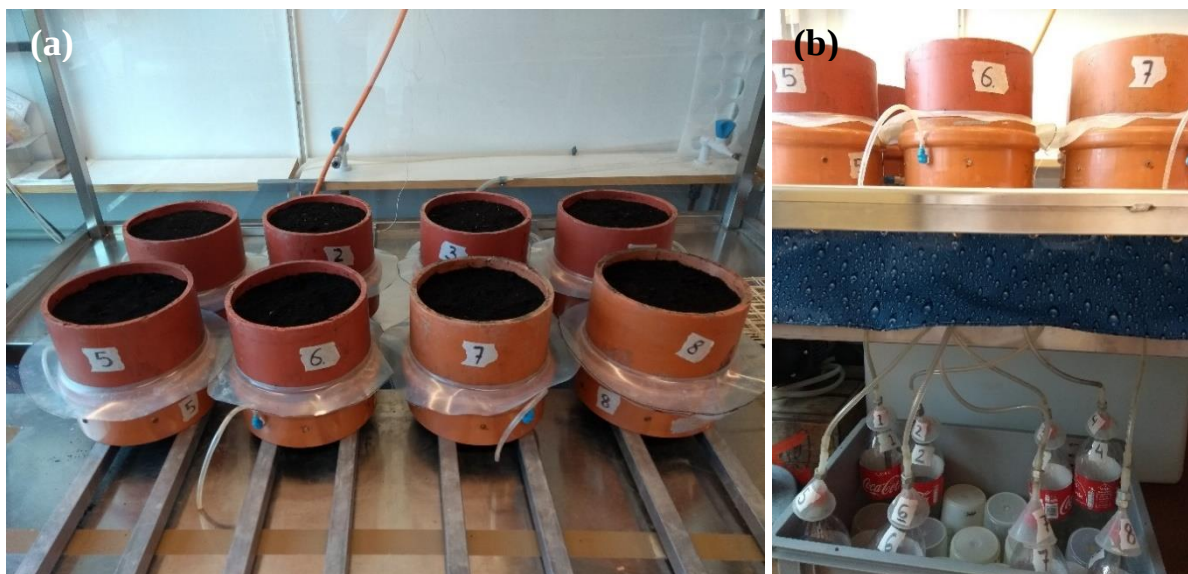
Figur 26. Regnsimulator. På botten placeras de prover som ska bevattnas. Vid bevattning rör sig sprinklerarmen fram och tillbaka under så lång tid som programmeras. Foto: Örjan Berglund.

Fyra underreden och tomma PVC-rör placerade i ett zick-zackmönster i regnsimulatorn (Figur 27). Simulatorn kördes sedan i en timme med (kontinuerligt pauser på 120 sekunder) för att se att lysimetrar inom det området fick jämn mängd vatten, och för att veta hur mycket vatten som föll på varje PVC-rör. Endast fyra PVC-rör och underreden användes för testet eftersom det var vad som fanns till förfogande. Vattenmängden bedömdes visuellt vara jämn, därefter vägdes den. I medel bevattnades varje PVC-rör med 130 mL vatten per timme vilket kan jämföras med ungefär 5 mm regn per timme.



Figur 27. Tomma lysimetrar i zick-zack-mönster för kontroll av bevattning

Åtta preparerade lysimetrar (förberedelse enligt beskrivning i stycke 3.1.6) placerades i regnsimulatorens inom det område som hade bedömts ge en lik regnfördelning enligt test ovan. Lysimetrarna bevattnades under sex timmar med samma inställningar som vid test med tomma PVC-rör. Vattnet som passerat lysimetern samlades upp i flaskor (Figur 28). Regnsimulering gjordes två gånger och mellan bevattningarna samlades lakvattnet upp och skickades på kemisk analys.



Figur 28. (a) Uppställning av lysimetrar inför bevattning. (b) Slangar från underrede ned till flaskor.

När regnsimulatorens hade gått i sex timmar läts lysimetrarna stå kvar i simulatorens över natten så att allt vatten som enkelt dränerade skulle göra det. Vattnet som dränerades från lysimetrarna samlades upp i flaskorna. På morgonen vickades lysimetrarna så att vatten som eventuellt hade fastnat i underredena (i vissa underreden fanns en kant så vatten flödade inte vidare perfekt) kom ner i flaskorna. Flaskorna togs loss och vägdes med ett rött lock påskruvat. Flaskorna fotograferades för att bevara bilder på vattenfärg, så att koppling mellan vattenfärg och DOC kunde undersökas vid eventuell framtida studie. Vattnet överfördes sedan till tre behållare: två blå plastflaskor och en rund, klar plastburk. Den ena plastflaskan ställdes i kylrum. Den andra togs till vattenlabbet på SLU där den späddes med avjoniserat vatten och därefter analyserades det för kolinnehåll, närsalter och metaller, vilka står beskrivet i stycke 3.1.8. Vattnet i den runda, klara burken användes för turbiditetsmätning, elektrisk konduktivitet och pH.

3.1.8 VATTENANALYSER

Vattenlabbet på SLU analyserade lakvattnet för totalt organiskt kol (TOC), löst organiskt kol (DOC), totalkväve (totN), ammonium (NH_4), Nitrat och nitrit ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3$), fosfat (PO_4), totalfosfor (totP), kalcium (Ca), järn (Fe), mangan (Mn), aluminium (Al) och koppar (Cu). Utöver det mättes pH, elektrisk konduktivitet och pH i lakvattnet. I den här studien presenteras enbart data för elektrisk konduktivitet, pH, Cu, totN, totP, turbiditet och DOC.

Koppar, fosfor, kväve och DOC

Då vissa prover innehöll höga halter av fosfor var proverna tvungna att spädas innan analys. Det gjordes genom att använda automatpipett om 1-10 mL. Proverna spädades med destillerat vatten (milli-Q) upp till 20 gånger, eventuellt mer av labbpersonal. För spädning 20 gånger gjordes som följer: 5 ml prov togs från en flaska med provvatten, som först hade skakats, och fördes över till en fyrkantig flaska. Därefter tillsattes 95 ml milliQ-vatten. Totalvolymen blev således 100 mL. Övriga spädningar gjordes på samma sätt, fast med volymerna skrivna (Tabell 5). Blandningen skakades varpå 30 ml överfördes till en mindre rund flaska. På flaskornas lock fästes en etikett som indikerade hur många gånger spädning som var utförd.

Tabell 5. Spädningar av vattenprover från regnsimulator utförda av Sofia Alexandersson Ros och Martin Ahlvin. Ytterligare spädning kan sedan ha utförts av laborationspersonal i SLU Vattenlab. Totalvolym efter spädning blir 100 mL

Prov	Volym vatten från regnsimulering (mL)	Volym milliQ-vatten (mL)	Spädning
Martebo Regnsimulering 1	20	80	x5
Martebo Regnsimulering 2	10	90	x10
Örke Regnsimulering 1	5	95	x20
Örke Regnsimulering 2	5	95	x20
Kälkestad Regnsimulering 1	5	95	x20
Kälkestad Regnsimulering 2	25	75	x4
Lidhult Regnsimulering 1	25	75	x4
Lidhult Regnsimulering 2	25	75	x4

Turbiditet i lakvattnet

Vattenproverna skakades kraftigt för hand och vilade därefter i någon minut så att stora partiklar sedimenterade. Därefter mättes turbiditeten med en HACH TL2360 turbiditetsmätare.

3.1.9 ELEKTRISK KONDUKTIVITET OCH PH I JORD OCH LAKVATTEN

Jord som hade samlats från över- och undersida av lysimeter användes för att mäta elektrisk konduktivitet och pH. Jordpåsarna togs ur kylrum samma dag och 10 mL jord mättes upp med skopa och tillsattes till en liten plastburk med lock. Till det tillsattes 50 mL destillerat vatten uppmätt med mätglas. Provet skakades i skakmaskin i 5 minuter och fick sedan vila mellan en och tre timmar innan pH och elektrisk konduktivitet mättes med pH-elektrod och konduktivitetsmätare för VWR MU6100L.

Direkt innan mätning skakades provet för hand. Sedan mättes elektrisk konduktivitet. När mätvärdet hade stabiliserats noterades det. Innan mätning kontrollerades att sensorn fortfarande var kalibrerad med tillhörande kontrollösning. Efter elektrisk konduktivitet mättes pH. Även innan pH-mätning skakades provet. Innan första mätningen kalibrerades pH-metern

med tre buffertlösningar enligt instruktion. Samma mät rutin följdes för vattenproverna (lakvattnet från lysimetrarna).

3.1.10 DATABASEHANDLING OCH STATISTISK ANALYS

För att beräkna gasavgång behövde luftvolym i burkarna beräknas. Luftvolymen (V_{luft}) erhöles genom att subtrahera volymen för stålcyliuder innehållande jord (V_{cyl}) och eventuell vattenvolym i burken (V_{vatten}) från burkens volym (V_{burk}), Ekvation (2).

$$V_{luft} = V_{burk} - V_{cyl} - V_{vatten} \quad (2)$$

V_{burk} beräknades från burkens inre radie R och inre höjd H enligt $V_{burk} = \pi R^2 H$. V_{cyl} beräknades från stålcyliudernas yttre radie och höjd enligt $V_{cyl} = \pi r^2 h$. V_{vatten} beräknades från vattenytans höjd från burkens botten h_{vatten} enligt $V_{vatten} = \pi h_{vatten}(R^2 - r^2)$.

Beräkning av koldioxidavgång

Med CO₂-mätaren mättes volymkoncentrationen (c_{vol}) CO₂ i ppm över tid. En linjär modell ansågs lämplig för att uppskatta ökning i CO₂-koncentration per tidsenhet (ekvation (3)). Data från de första 30 sekunderna togs bort eftersom de innehöll en snabb ökning i CO₂-koncentration som antagligen berodde på CO₂ som fanns kvar i slangen eller på grund av att luft med högre koncentration CO₂ kom in vid omkoppling av slangar. Efter cirka 30 sekunder verkade systemet ha stabiliserat sig.

Från regressionslinjens lutning erhöles c_{vol} per tid (t), ekvation (3).

$$lutning = \frac{c_{vol}}{t} \quad (3)$$

Genom att uttrycka c_{vol} som kvot mellan volymen CO₂ (V_{CO2}) i luft och V_{luft} kunde lutningen skrivas om enligt ekvation (4). 10⁶ kommer från att volymen är i ppm.

$$lutning = \frac{V_{CO2}/(V_{luft} \cdot 10^6)}{t} \quad (4)$$

Vilket är ekvivalent med ekvation (5).

$$V_{CO2} = lutning \cdot V_{luft} \cdot 10^6 \cdot t \quad (5)$$

Eftersom substansmängden för CO₂ (n_{CO2}) kan skrivas som dess massa (m_{CO2}) dividerat med molmassa (M_{CO2}) kan massan CO₂ i V_{CO2} beräknas enligt ekvation (6).

$$m_{CO2} = p \cdot V_{CO2} \cdot M_{CO2} \cdot R^{-1} \cdot T^{-1}, \quad (6)$$

Där p är lufttrycket (här har normaltrycket $p = 101325$ Pa använts), R är allmänna gaskonstanten och T är absoluttemperatur. Om ekvation (5) och (6) sammanfogas kan m_{CO2}/t beräknas enligt ekvation (7).

$$m_{CO2} \cdot t^{-1} = p \cdot lutning \cdot V_{luft} \cdot 10^6 \cdot M_{CO2} \cdot R^{-1} \cdot T^{-1} \quad (7)$$

Koldioxidflöde i fält beräknades istället genom ekvation (8).

$$m_{CO2} \cdot t^{-1} \cdot A_{lysimeter}^{-1} = p \cdot lutning \cdot H_{luftkammare} \cdot 10^6 \cdot M_{CO2} \cdot R^{-1} \cdot T^{-1} \quad (8)$$

Där $A_{lysimeter}$ är lysimeterns area, $H_{luftkammare}$ är höjden från jordyta till i den mörka kammarens tak. För lysimetrarna refererades CO₂-avgång till area och blir därför ett CO₂-flöde. Det gjordes eftersom flödet skulle användas för att undersöka hur väl CO₂-avgång förhåller sig till

markytesänkning. Eftersom mätningarna var gjorda vid olika tillfällen på året (Martebo sommartid, Örke och Kälkestad tidig höst) bör CO₂-flödet skilja sig mellan provplatserna. En grov uppskattning gjordes att inget CO₂-flöde sker vintertid och är som högst på sommaren. Vid tiden för mätning av Örke och Kälkestad antas CO₂-flödet vara hälften av maximal avgång. För att beräkna ett genomsnittlig årsflöde multiplicerades CO₂-flödet från ekvation (8) med 0,25 för Martebo och 0,5 för Örke och Kälkestad.

Beräkning av avgång av N₂O och CH₄

Från gaskromatografi erhöles koncentrationer av N₂O och CH₄ i mol-ppm för varje glasvial. De motsvarande mätserier á fyra värden för varje stålcyliinder vid de olika mättillfällena eller dräneringsdjupen. Även en relativ osäkerhet i procent mottogs. I Excel beräknades den procentuella förändringen i koncentration mellan det sista värdet i mätserien och det första. Om förändringen var större än den relativa osäkerheten ansågs det ha funnits ett gasflöde.

Gasavgångens storlek bestämdes i HMR, ett R-script utvecklat för att beräkna gasflöden i statistiska kammare för mätning av gasflöden. Utifrån mätvärden för koncentration (c_n i mol-ppm), tid för varje mätning och luftvolym i kammaren (V_{luft} i m³) anpassade HMR-scriptet tre modeller till koncentrationsdatan, en icke-linjär modell (HMR modell), en linjär regression (LR) samt inget flöde. Modellerna presenterades visuellt tillsammans med de datapunkter som den anpassats efter och användaren gavs möjlighet att välja den modell som såg mest lämplig ut. Inget flöde valdes om den procentuella skillnaden som beräknats tidigare var mindre än relativ osäkerhet. Från vald modell beräknade scriptet ett initialt gasflöde på formen V_{luft} multiplicerat med c_n och dividerat med cylinderns area (A_{cyl}) och t , Ekvation (9). Detta initiala gasflöde är lutningen i tangenten för den valda HMR-modellen vid tiden noll.

$$\frac{V_{luft} \cdot c_n}{A_{cyl} \cdot t} = \text{lutning} \quad (9)$$

Från det lutningen beräknades en gasavgång i mg/h i Excel. Detta gjordes som följer:

Koncentrationen c_n kunde sedan uttryckas som kvoten av substansmängderna för N₂O i mol (n_{N_2O}) och mol luftmolekyler (n_{luft}), Ekvation (10). 10⁶ kommer från att koncentrationen är i ppm.

$$c_n = \frac{n_{N_2O}}{n_{luft} \cdot 10^6} \quad (10)$$

Massan för N₂O (m_{N_2O}) kunde då uttryckas som kvoten mellan n_{N_2O} och molmassan för N₂O (M_{N_2O}), Ekvation (11).

$$n_{N_2O} = \frac{m_{N_2O}}{M_{N_2O}} \quad (11)$$

Genom att sammanfoga ekvation (9), (10) och (11) erhålls Ekvation (12).

$$n_{luft} = m_{N_2O} \cdot V_{luft} \cdot M_{N_2O}^{-1} \cdot A_{cyl}^{-1} \cdot t^{-1} \cdot \text{lutning}^{-1} \cdot 10^{-6} \quad (12)$$

Från den allmänna gaslagen får vi att n_{luft} är lika med lufttrycket multiplicerat med V_{luft} och dividerat med R och absoluttemperaturen T (13).

$$n_{luft} = p \cdot V_{luft} \cdot R^{-1} \cdot T^{-1} \quad (13)$$

Sätter vi samman Ekvation (12) och Ekvation (13) och bryter ut m_{N_2O}/t får vi slutligen gasavgången i massan N_2O genom tiden t (ekvation (14)).

$$m_{N_2O} \cdot t^{-1} = M_{N_2O} \cdot A_{cyl} \cdot p \cdot lutning \cdot 10^6 \cdot R^{-1} \cdot T^{-1} \quad (14)$$

Signifikanstester

Om det fanns signifikanta skillnader för det olika leden testades med Wilcoxon's ranksummetest. Det testet användes eftersom det ej antar normalfördelning i data. De olika leden var för inkubationsförsöket vattenmättat respektive 9 cm dränering, för dräneringsstudien obehandlat respektive Cu-behandlat och i utlakningsförsöket obehandlat respektive Cu-behandlat. I utlakningsförsöket undersöktes även om det fanns signifikant korrelation mellan DOC och turbiditet med Spearmans rankkorrelation. Även det är ett test som ej antar normalfördelning.

3.2 RESULTAT

Resultaten presenteras i fem avsnitt: elektrisk konduktivitet och pH, inkubationsförsök, dräneringsstudie, gasmätningar i fält samt en utlakningsstudie. För inkubationsförsök och dräneringsstudie redovisas främst resultat av gasmätningar, medan för utlakningsstudien redovisas resultat av näringsläckage via lakvatten.

3.2.1 ELEKTRISK KONDUKTIVITET OCH PH

Martebo har lägst pH i medel, mätt både via lakvatten från lysimetrar och från jordprover (Tabell 6). Elektrisk konduktivitet (EC) är lägst för Lidhult med båda metoderna. Värdena från lakvatten är ungefär tio gånger högre än från jordprover.

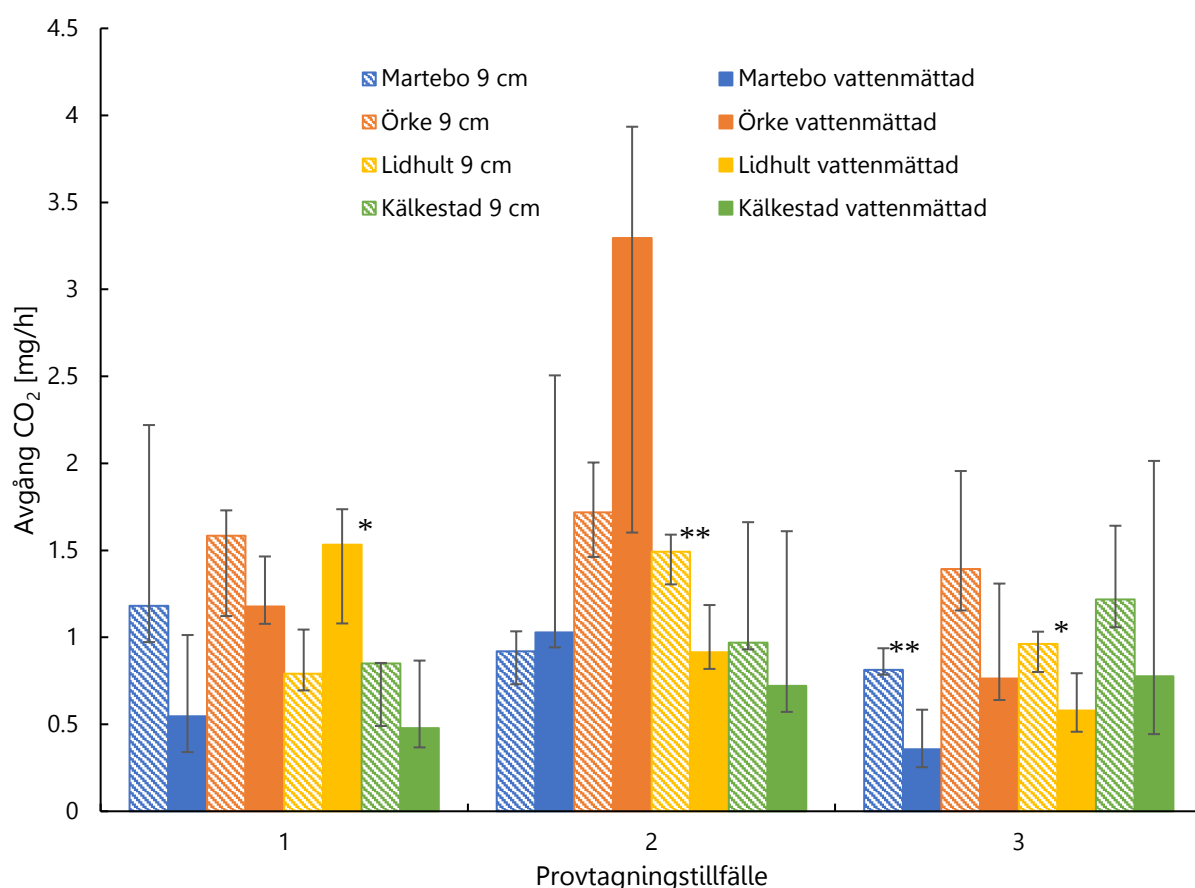
Tabell 6. Medelvärden för pH och elektrisk konduktivitet (EC) från mätningar i jord och lakvatten. Medel-pH är beräknat genom medel av $[H^+]$. Från lakvatten är endast värden från första bevattningen använda

Parameter	Martebo obehandlad	Martebo Cu	Örke obehandlad	Örke Cu	Kälkestad obehandlad	Kälkestad Cu	Lidhult obehandlad	Lidhult Cu
pH i jord	5,2	5,0	6,0	6,1	6,2	6,1	5,7	5,6
pH i lakvatten	5,0	4,8	6,0	6,1	5,8	5,9	5,5	5,3
EC i jord ($\mu S/cm$)	235	197	71	73	75	70	46	31
EC i lakvatten ($\mu S/cm$)	2410	2230	518	517	909	550	360	258

3.2.2 INKUBATIONSFÖRSÖK

Koldioxid

Medianavgången av CO_2 låg högre för 9 cm dränering än för vattenmättat utom för Lidhult vid första provtillfället, Örke vid det andra och Martebo vid det andra. Då når medianen för de vattenmättade proverna högre än för de dränerade till 9 cm (Figur 29).



Figur 29. Avgång av CO₂ (median) för stålcyldrarna i inkubationsförsöket, varje medianvärde är baserat på mätningar från fem stålcyllindrar. Provtillfälle 2 var 13 dagar efter provtillfälle 1 för Kälkestad och Lidhult och 14 dagar efter provtillfälle 1 för Martebo och Örke. Provtillfälle 3 var 28 dagar efter provtillfälle 1 för alla cylindrarna. Felstaplar visar kvartilavstånd. Asterisk visar statistiskt signifikant skillnad mellan vattenmättad och 9 cm dränering enligt Wilcoxon ranksummetest, * p < 0,05, ** p < 0,01.

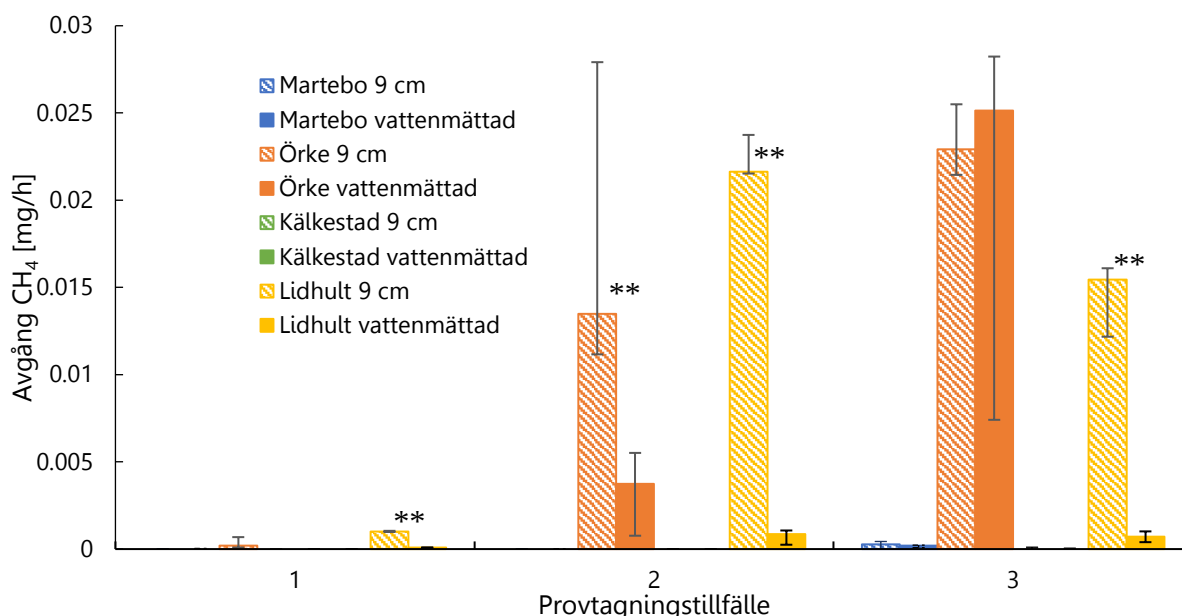
Om medianvärde för både vattenmättad och 9 cm dränering tas över alla provtillfällen noteras att Örke har den högsta avgången av CO₂ (1,4 mg/h, Tabell 7). Även om mätvärden för Örke 9 cm dränering vid andra provtagningsstillfället utesluts har Örke högst medianavgången av CO₂. Martebo har den lägsta gasavgången, oavsett om man ser till vattenmättad (0,6 mg/h), 9 cm dränering (0,9 mg/h) eller båda två tillsammans (0,8 mg/h). Även här syns att gasavgången vid 9 cm dränering är högre än vid vattenmättad (Tabell 7).

Tabell 7. Medianavgång CO₂ (mg/h) för alla mätillfällen.

	Alla mätvärden (9 cm dränering och vattenmättad)	Vattenmättad	9 cm dränering
Martebo	0,8	0,6	0,9
Örke	1,4	1,2	1,5
Kälkestad	0,9	0,7	1,0
Lidhult	0,9	0,9	1,0

Metan

För Örke, Lidhult och Martebo var det generellt högre medianavgång av CH₄ vid 9 cm dränering än vid helt vattenmättat. Undantaget är Örke vid det tredje mättillfället, där är dock spridning i data stor. Skillnaderna mellan vattenmättat och 9 cm var signifikanta för Lidhult och Örke förutom för Örke vid tillfälle 3.

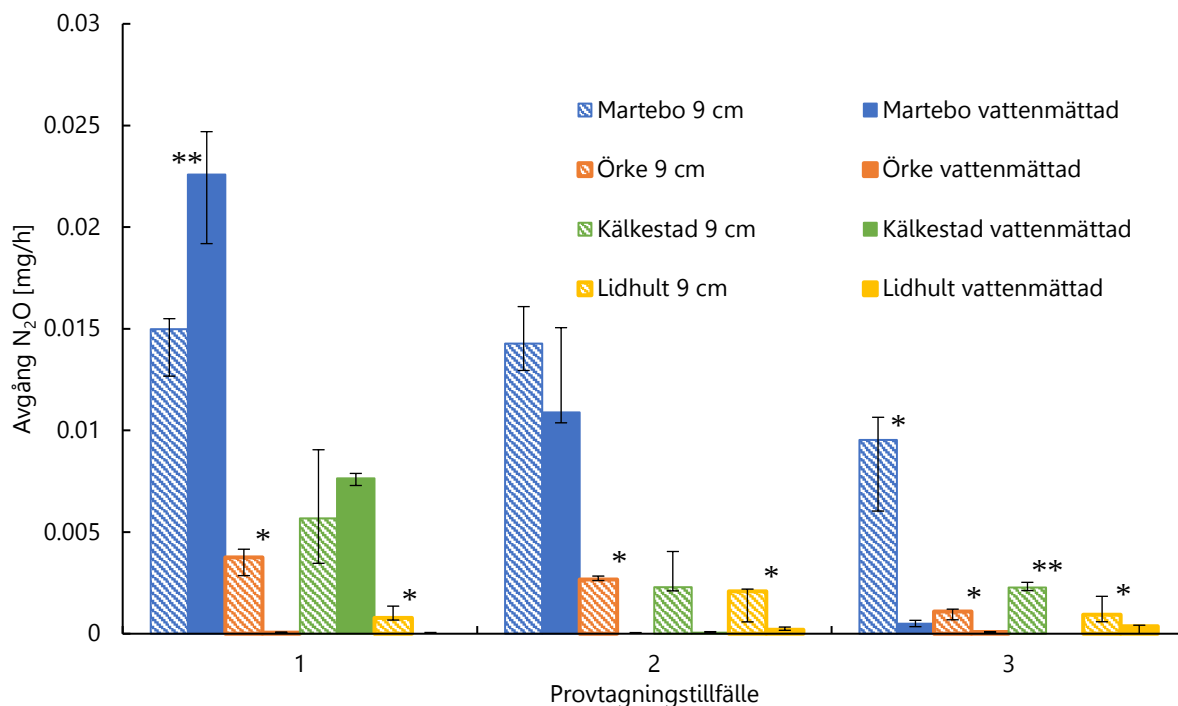


Figur 30. Avgång av CH₄ (median) för stålcyldrarna i inkubationsförsöket, varje medianvärde är baserat på gasmätningar från fem stålcyllindrar. Provtillfälle 2 var 13 dagar efter provtillfälle 1 för Kälkestad och Lidhult och 14 dagar efter provtillfälle 1 för Martebo och Örke. Provtillfälle 3 var 28 dagar efter provtillfälle 1 för alla cylindrarna. Felstaplar visar kvartilavstånd. Asterisk visar statistiskt signifikant skillnad mellan vattenmättad och 9 cm dränering enligt Wilcoxon ranksummetest. * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$

Lidhult och Örke har högre medianavgång av CH₄ än Kälkestad och Martebo. Kälkestad har i median ingen CH₄-avgång vid något av tillfällena. Martebo har ingen avgång vid provtagningsstillfälle 1 och 2, men en avgång på 0,0003 mg/h vid det tredje tillfället. Det är en skillnad på två tiopotenser jämfört med Örke (0,02 mg/h) och Lidhult (0,015 mg/h) vid 9 cm dränering. Vid Örke är spridningen i storleken på avgången större än för övriga platser (Figur 30). För Örke och Lidhult är medianavgången av CH₄ högre vid både andra och tredje provtillfället jämfört med vid det första (Figur 30).

Lustgas

Vid första provtillfället ser medianavgången av N₂O ut att vara störst för att sedan avta (Figur 31). Detta är framför allt tydligt för Martebo, men även för Kälkestad och Örke kan motsvarande mönster observeras. Lidhult har däremot högst N₂O vid andra provtagningsstillfället.



Figur 31. Avgång av N₂O (median) för stålcyklindrarna i inkubationsförsöket, varje medianvärde är baserat på gasmätningar från fem stålcyklindrar. Provtillfälle 2 var 13 dagar efter provtillfälle 1 för Kälkestad och Lidhult och 14 dagar efter provtillfälle 1 för Martebo och Örke. Provtillfälle 3 var 28 dagar efter provtillfälle 1 för alla cyklindrarna. Felstaplar visar kvartilavstånd. Asterisk visar statistiskt signifikant skillnad mellan vattenmättad och 9 cm dränering enligt Wilcoxon ranksummetest. * p < 0,05, ** p < 0,01

Avgång av N₂O ser ut att generellt vara högre vid 9 cm dränering än vid vattenmättnad (Figur 31). Martebo vid första provtagningsstillfället är dock ett undantag. Minskningen i N₂O-avgång ser ut att vara snabbare för de vattenmättade cyklindrarna än för de vid 9 cm dränering. Mot slutet ser det ut att vara nästan bara gasavgång från 9 cm dränering. Generellt är skillnaderna mellan 9 cm dränering och vattenmättat signifikanta. Undantaget var Kälkestad där skillnaden endast var signifikant vid sista provtillfället.

Martebo har hög avgång av N₂O jämfört med de andra provplatserna vid alla tre provtillfällena förutom vid vattenmättnad det tredje tillfället. De är signifikant högre än för de andra platserna, undantaget Kälkestad 9 cm dränering vid första provtillfället.

3.2.3 DRÄNERINGSSTUDIE

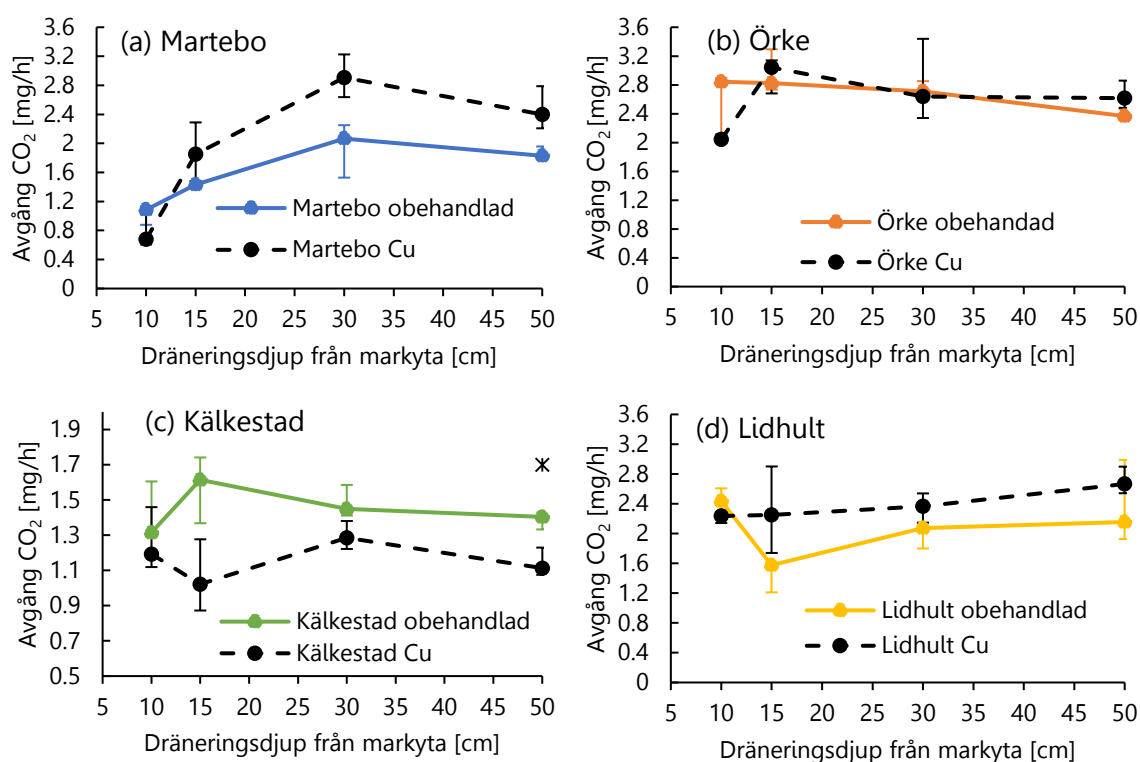
Nedan presenteras resultat för gasmätningar av CO₂, CH₄ och N₂O gjorda på cylindrar som har dränerats till olika dräneringssteg med hjälp av sandbädd. Kälkestad och Örke skiljer sig mest åt i gasavgång för alla tre gaserna, när den ena är högst är den andra lägst. Lidhult tenderar att reagera mer som Örke, medan Martebo förhåller sig mer som Kälkestad. Det är dock inte lika utpräglat som skillnaden mellan Kälkestad och Örke.

För CO₂ presenteras resultat från både kopparbehandlat och obehandlat led grafiskt. Det görs inte för N₂O och CH₄ eftersom koppargödsling gjordes för att minska avgång av just CO₂.

Dock nämns skillnader i text. I princip inga statistiskt signifikanta skillnader har observerats för kopparbehandlat led jämfört med obehandlat.

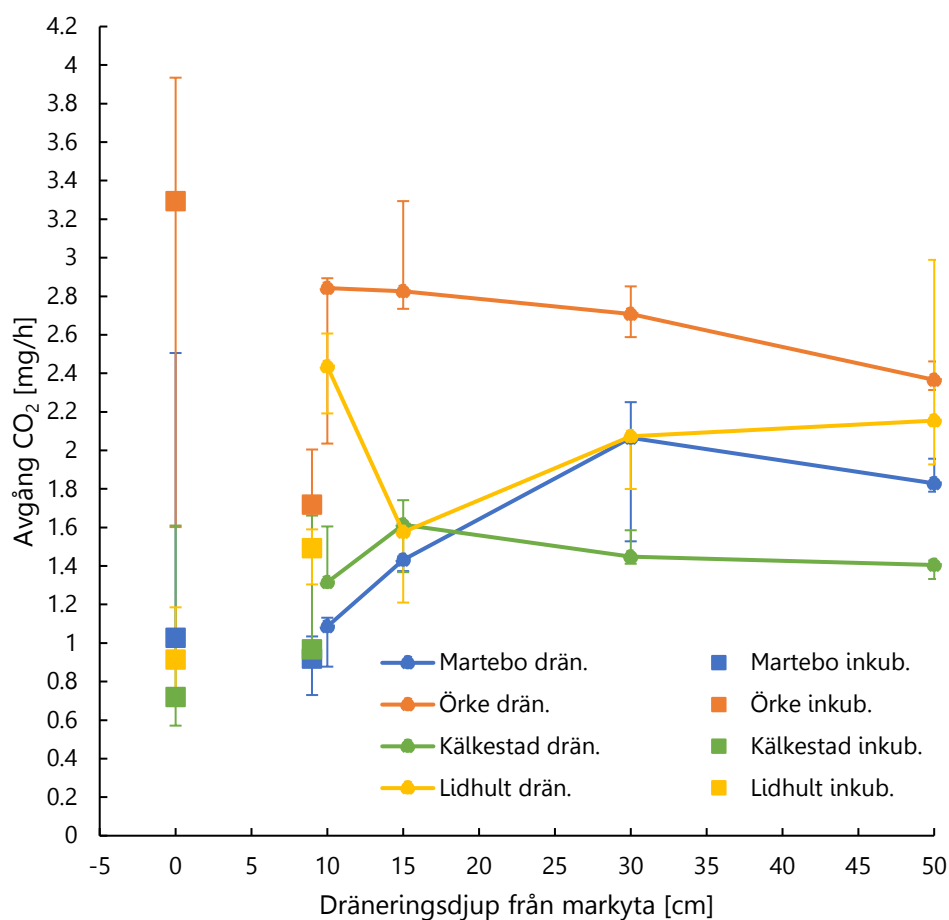
Koldioxid

Ingen tydlig effekt av kopparbehandlingen kan observeras. Medianavgång av CO₂ är högre för det kopparbehandlade ledet i Martebo och Lidhult. För Kälkestad iakttas det motsatta och för Örke är ibland gasavgången för det kopparbehandlade ledet högre, ibland lägre (Figur 32). Endast för Kälkestad vid 50 cm dränering var skillnaden signifikant. Kurvornas form ser ut att vara liknande mellan båda leden, speciellt Martebo har en utpräglad form med initial ökning som når en topp vid 30 cm dränering och därefter avtar.



Figur 32. Avgång CO₂ (median) mot dräneringsdjup. Varje medianvärde är av fem gasmättningsvärden. Felstaplar visar spridning i data med kvartilavståndet. Asterisk markerar statistiskt signifikant skillnad i CO₂-avgång mellan obehandlat och koppargödslat led.

Om CO₂-avgång vid 0 cm dränering och 9 cm dränering från inkubationsförsöket presenteras tillsammans med avgången uppmätt från cylindrarna i dräneringsstudien observeras en initial ökning även för Lidhult (Figur 33). Möjligtvis är det även det för Örke, men det är svårt att avgöra eftersom det är en stor spridning i data.



Figur 33. Avgång av CO₂ (median) mot dräneringsdjup, endast obehandlade prover. Fyrkanter visar CO₂-avgång för proverna från inkubationsförsöket vid det andra provtagningstillfället. Felstaplar visar spridning i data med kvartilavstånd.

I median (över hela provperioden) hade Örke högst avgång av CO₂ på 2,7 mg/h. Därefter kommer Lidhult med en avgång på 2,1 mg/h. Martebo och Kälkestad hade medianavgångar som var ungefär hälften av de för Örke (Tabell 8).

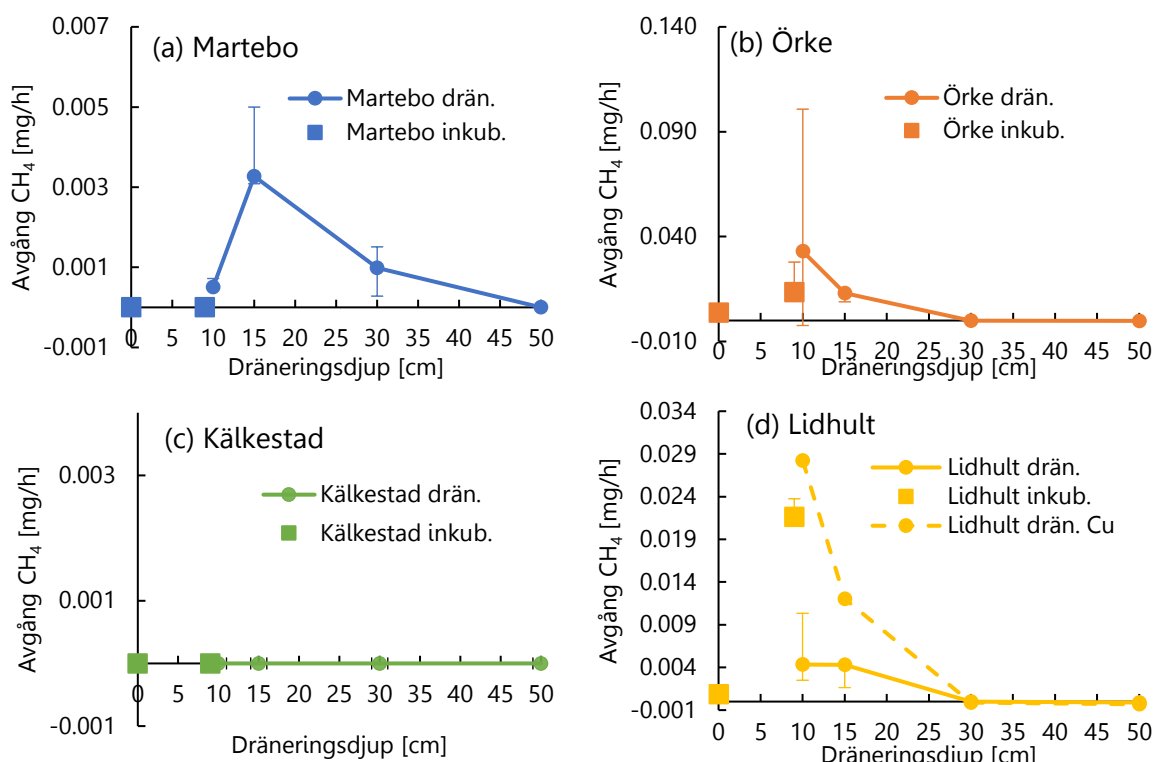
Tabell 8. Medianavgång CO₂ för hela intervallet (0-50 cm dräneringsdjup), endast obehandlat led.

Provplats	Medianavgång CO ₂ [mg/h]
Martebo	1,5
Örke	2,7
Kälkestad	1,4
Lidhult	2,1

Metan

Örke har den högsta avgången av CH₄ med medianvärde på 0,033 mg/h (Figur 34). Det nås vid 10 cm dränering, det första dräneringssteget som är undersökt för cylindrarna i dräneringsstudien. Näst högst medianavgång hade Lidhult (0,0043 mg/h) och därefter Martebo (0,0033 mg/h). Alla tre platser där avgång av CH₄ kunde uppmätas (Martebo, Örke

och Lidhult) har minskande avgång från 15 cm till 50 cm dränering. För Martebo syns en initial ökning av gasavgång från 10 cm till 15 cm. Om resultaten från dräneringsstudien jämförs med resultaten från inkubationsförsöket iaktas en ökning från dränering 0 cm även för Örke och Lidhult (Figur 34). Då noteras även CH_4 -avgång från Lidhult som är nästan lika hög som för Örke.

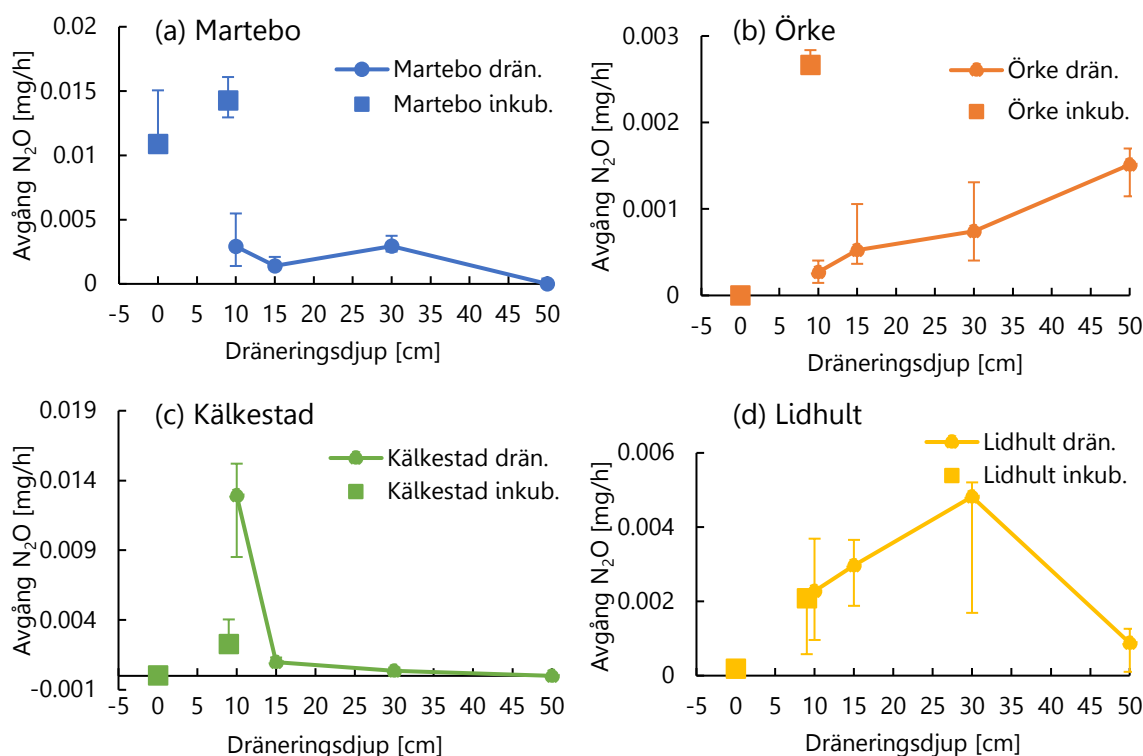


Figur 34. Avgång av CH_4 (median) mot dräneringsdjup för (a) Martebo, (b) Örke, (c) Kälkestad och (d) Lidhult. Fyrkanter visar avgång av CH_4 för proverna från inkubationsförsöket vid det andra provtagningsstillfället. Felstaplar visar spridning i data med kvartilavstånd.

Även mätningar för Cu-behandlat led gjordes och kurvorna var i princip identiska med obehandlat led för Martebo, Örke och Kälkestad. Inte heller observerades några statistiskt signifikanta skillnader för nämnda provplatser. För Lidhult däremot var medianvärdet vid 10 cm dränering för Cu-behandlat led mer än sex gånger större än för obehandlat (0,028 mg/h för Cu-behandlat jämfört med 0,0043 mg/h för obehandlat). Denna skillnad var även statistiskt signifikant ($p = 0,03$). Det gör att den Cu-behandlade kurvan ligger närmare både gasavgången från inkubationsförsöket vid 9 cm dränering och närmare gasavgången för Örke.

Lustgas

Den lägsta avgången av N_2O (median) från dräneringsstudien observeras från Örke och de högsta observeras från Kälkestad (Figur 35). Formen på kurvorna varierar mycket, gemensamt för alla utom Örke är att vid 50 cm dränering är N_2O -avgången som lägst. För Kälkestad syns en kraftig nedgång i N_2O med dränering, medan för Örke iaktas en ökning. För både Martebo och Lidhult ökar medianavgången av N_2O från 15 cm till 30 cm dränering för att sedan minska igen vid 50 cm.

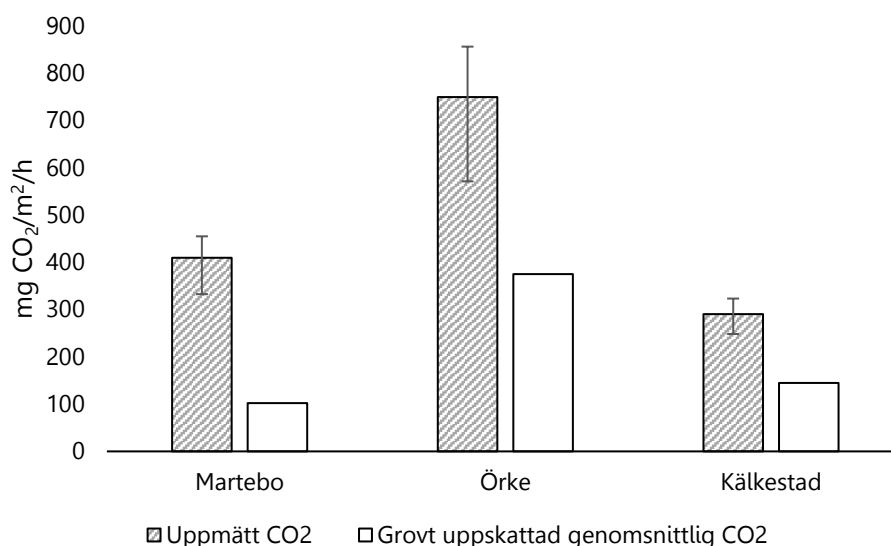


Figur 35. Avgång av N_2O (median) mot dräneringsdjup för (a) Martebo, (b) Örke, (c) Kälkestad och (d) Lidhult. Fyrkanter visar avgång av N_2O för proverna från inkubationsförsöket vid det andra provtagningstillfället. Felstaplar visar spridning i data med kvartilavstånd.

Värt att notera är att mätningar av N_2O även gjordes för stålcyllindrar från det Cu-behandlade ledet i dräneringsstudien. Generellt hade kurvorna för Cu-behandling liknande form som de obehandlade och enbart för Lidhult vid 30 cm dränering observerades statistiskt signifikant skillnad. Där var avgången från det kopparbehandlade ledet lägre med medianvärde på 0,0015 mg/h. Andra skillnader var att en större initial nedgång observerades för Martebo och ingen ökning vid 30 cm dränering. Samtidigt var nedgången för Kälkestad mindre. Både Martebo och Kälkestad låg omkring 0,005 mg/h vid 10 cm dränering. Kurvan för det Cu-behandlade ledet för Örke var i princip identisk med den för det obehandlade.

3.2.4 GASAVGÅNG I FÄLT

Örke hade den högsta medianavgången av CO_2 vid mätning i fält (750 mg $CO_2/m^2/h$), därefter kom Martebo (410 mg $CO_2/m^2/h$) och lägst avgång hade Kälkestad (290 mg $CO_2/m^2/h$) (Figur 36). Eftersom dessa värden är uppmätta vid olika tider på året (Martebo under högsommar och Örke och Kälkestad under tidig höst) är de inte jämförbara. Om ett antagande görs att det inte sker någon markrespiration vintertid och den högsta markrespirationen sker sommartid går det att ta fram en mycket grov uppskattning av genomsnittlig CO_2 -avgång. Efter att den grova uppskattningen är gjord har Martebo den lägsta avgången av CO_2 , Kälkestad ligger i mitten och Örke har den högsta. Resultaten efter att uppskattningen är gjord är konsekventa med resultat för inkubationsförsöket.

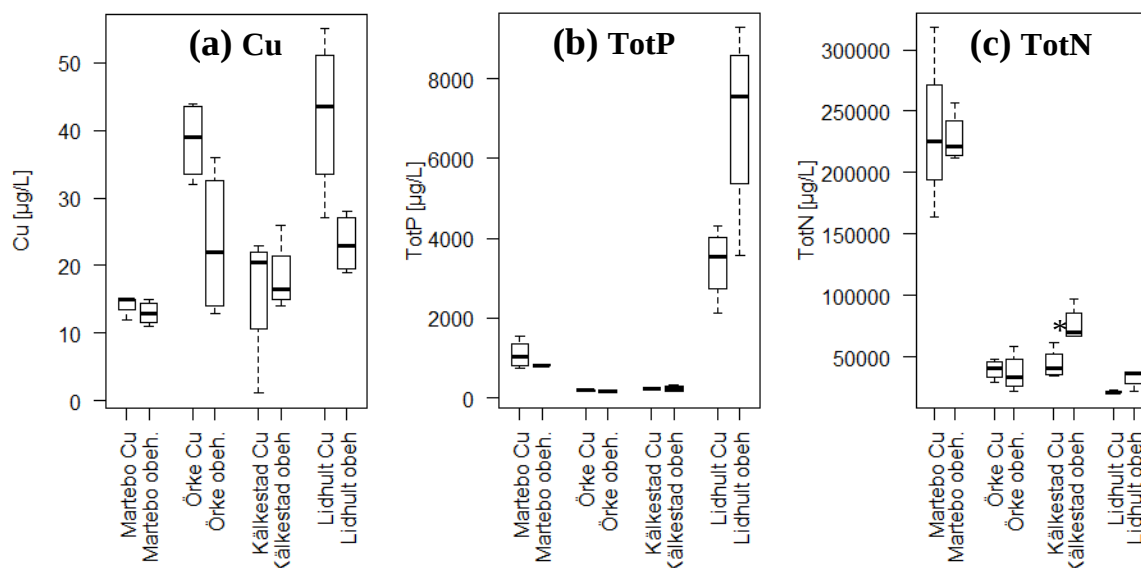


Figur 36. Flöden av CO₂ (median) från fältmätningar vid Martebo, Örke och Lidhult tillsammans med uppskattat årsmedelvärde. Genomsnittligt CO₂-flöde är mycket grovt uppskattat genom att multiplicera CO₂-flöde från Martebo med 0,25 och för Örke och Kälkestad med 0,5. Detta för att kompensera för den högsta markrespirationen sommartid och obefintlig markrespiration vintertid. Varje medianvärde är beräknat från fyra gasmätningar. Felstaplar visar spridning i data med kvartilavstånd. Mättillfälle och temperaturer var: Martebo juli och 26°C. Örke september och 16°C. Kälkestad september och 10°C.

3.2.5 LYSIMETERSTUDIE - UTLAKNING

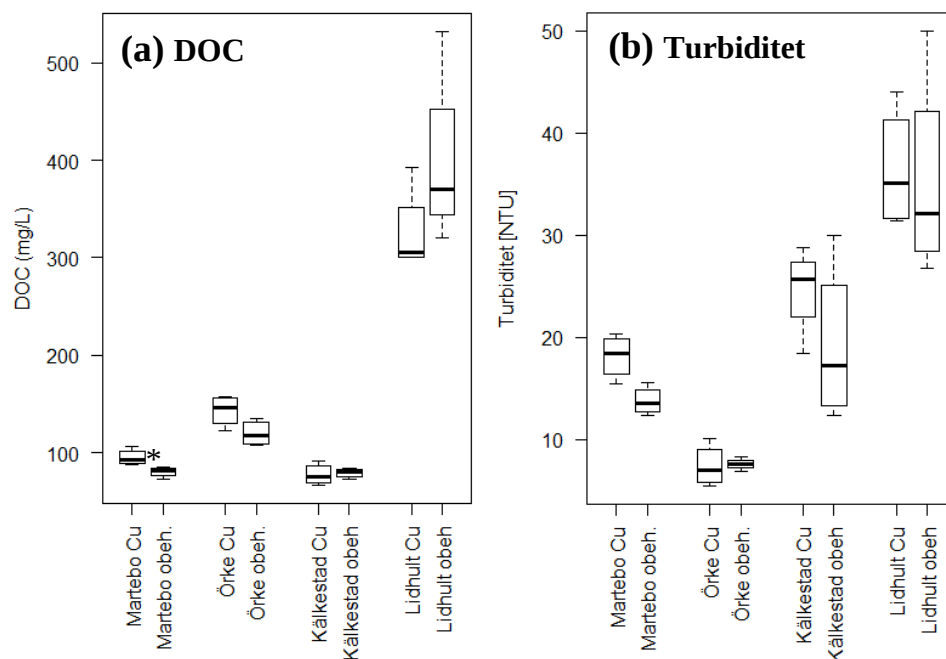
Obehandlad vs koppargödsel

Generellt var det låg signifikans i skillnad mellan obehandlat och Cu-behandlat led för Cu, totalfosfor (totP) och totalkväve (totN) i lakvattnet (Figur 37). Från alla lysimetrar för det Cu-behandlade ledet var det dock högre mediankoncentration Cu i vattnet än från det obehandlade. För totP och totN gick det inte att se några generella skillnader mellan obehandlat och Cu-behandlat led. Värt att notera är dock att Lidhult hade högst totP i lakvattnet, Örke och Kälkestad har de lägsta. Martebo har högst totN.



Figur 37. Låddiagram för (a) Cu, (b) totP och (c) totN i lakvattnet, både obehandlat och Cu-behandlat led visas. Varje låddiagram är skapat från fyra replikat. Grovt streck i lådorna visar median, lådornas under- respektive överkant visar kvartiler. Streckad linjes ytterkant visar hela datasetets spridning med undantag för uteliggare vars avstånd från medianen är mer än 1,5 gånger kvartilavståndet. Endast data från bevattning 1 har använts. Asterisk visar signifikanta skillnader mellan obehandlat och Cu-behandlat led. * $p < 0,05$ ** $p < 0,01$

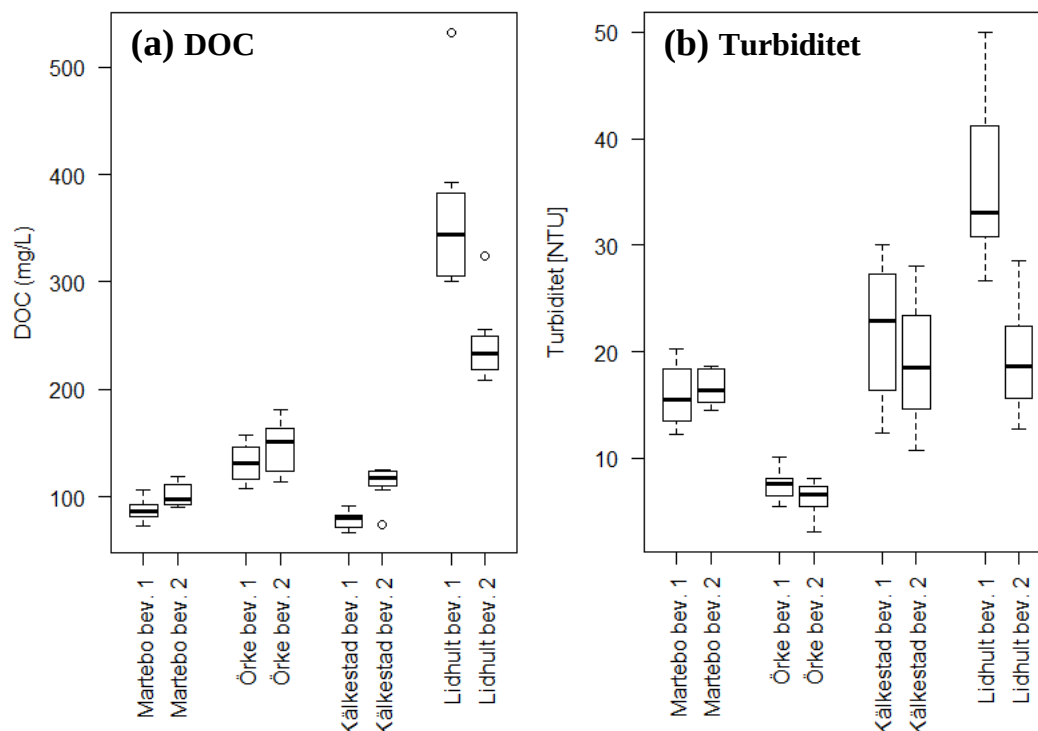
Inte heller för löst organiskt kol (DOC) och turbiditet observerades några generella skillnader mellan obehandlat och Cu-behandlat led. Även här var signifikans låg (Figur 38).



Figur 38. Låddiagram för (a) DOC och (b) turbiditet i lakvattnet, både obehandlat och Cu-behandlat led visas. Varje låddiagram är skapat från fyra replikat. Grovt streck i lådorna visar median, lådornas under- respektive överkant visar kvartiler. Streckad linjes ytterkant visar hela datasetets spridning med undantag för uteliggare vars avstånd från medianen är mer än 1,5 gånger kvartilavståndet. Endast data från bevattning 1 har använts. Asterisk visar signifikanta skillnader mellan obehandlat och Cu-behandlat led. * $p < 0,05$ ** $p < 0,01$

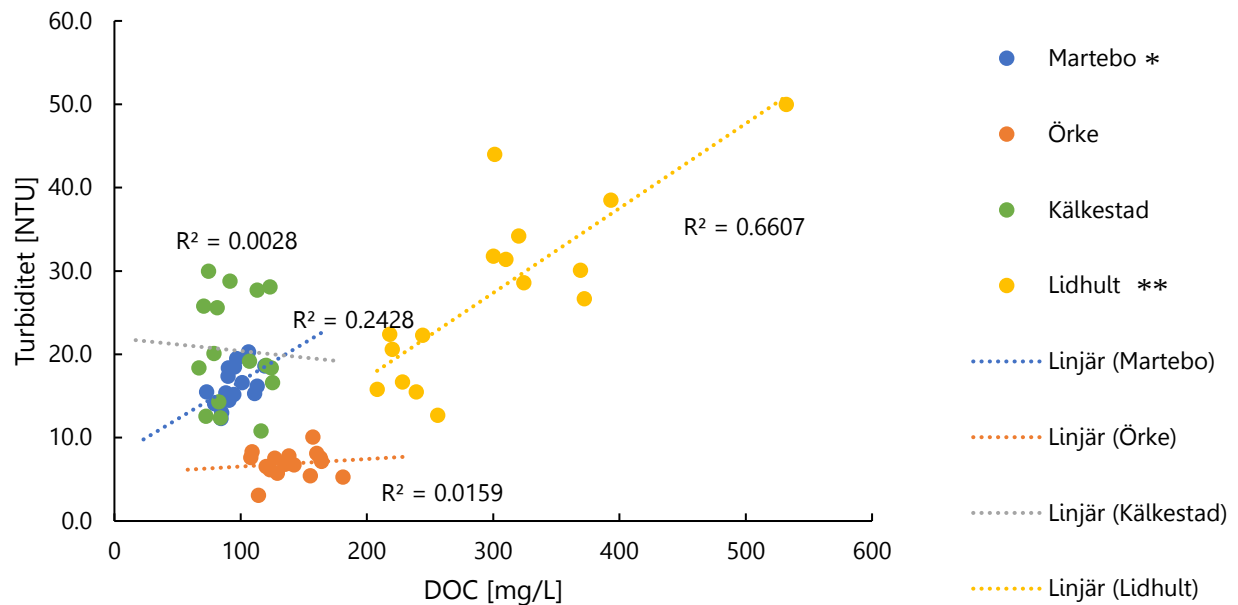
DOC och turbiditet, bevattning 1 och 2

Lidhult har högst DOC och turbiditet (Figur 39). Där följer även turbiditet och DOC samma mönster, när DOC minskar gör turbiditeten det. Kälkestad däremot har lågt DOC och hög turbiditet och förändringen mellan bevattning 1 och 2 följer inte samma mönster. Martebo har lägre turbiditet vid bevattning 1 än bevattning 2, likaså för DOC.



Figur 39. Låddiagram för (a) DOC och (b) turbiditet i lakvattnet, både bevattning 1 och 2 visas. Varje låddiagram är skapat från fyra replikat. Grovt streck i lådorna visar median, lådornas under- respektive överkant visar kvartiler. Streckad linjes ytterkant visar hela datasetets spridning med undantag för uteliggare vars avstånd från medianen är mer än 1,5 gånger kvartilavståndet. Ring visar uteliggare.

För hela datasetet sågs ingen signifikant korrelation mellan DOC och turbiditet med Spearmans rangkorrelation. För Martebo och Lidhult sågs individuellt signifikanta korrelationer för turbiditet mot DOC (Figur 40). Starkast var korrelationen för Lidhult som också är den enda mosstorven i studien. Med linjära regressioner syntes för samma platser ökning i turbiditet vid ökande DOC (Figur 40). Högst R^2 har Lidhult, som också hade störst spridning i både DOC och turbiditet.



Figur 40. Individuella linjära regressioner turbiditet mot DOC. Asterisk visar signifikanta korrelationer med Spearmans rangkorrelation. * $p < 0,05$ ** $p < 0,01$.

För mosstorven Lidhult är spridningen i DOC störst, från 200 mg/L till över 500 (Figur 40). Kärrtorvarna Martebo, Örke och Kälkestad ligger samlade runt DOC på 100 mg/L. Martebo, Örke och Kälkestad är dock tydligt grupperade och skiljer sig i turbiditet trots liknande DOC-värden.

3.3 DISKUSSION

3.3.1 ELEKTRISK KONDUKTIVITET

Skillnaden i elektrisk konduktivitet mellan jordprover och lakvatten är stor, de från lakvatten är ungefär tio gånger högre. Det kan röra sig om fel under mätning, det fanns inte tid att kontrollera under det här projektet. Det kan också vara för att vattnet från lysimetrarna har varit i kontakt med jord under längre tid och då hunnit lösa ut mer joner. Om så är fallet visar det på att för att kunna jämföra elektrisk konduktivitet mellan olika försök krävs att vatten och jord tillåts vara i kontakt under lika lång tid. Varierar tiden blir resultaten inte jämförbara, vilket de inte verkar vara för mätningarna gjorda från jordprover respektive lakvatten (Tabell 6).

3.3.2 KOLDIOXID

I median hade Örke högst avgång av CO₂ för alla tre försöken (inkubationsförsöket, dräneringsstudien och i fält). Det kan förklaras med att jorden där innehöll mer färskt organiskt material och rötter än Kälkestad och Martebo. Mycket rötter bör ge en högre rotrespiration i fält och då högre utsläpp av CO₂. I inkubationsförsöket och dräneringsstudien bidrar rötterna istället som färskt organiskt material, vilket är lättillgängligt för mikrober. Hahn-Schöfl *et al.* (2011) har också observerat hög avgång av CO₂ när färskt organiskt material finns tillgängligt. Även Lidhult hade mycket rötter och lättnedbrytbart organiskt material, vilket syns i CO₂-avgång från dräneringsstudien. I inkubationsförsöket hade Lidhult en avgång av CO₂ som ligger närmare Kälkestad och Martebo än Örke. Det kan bero på andra egenskaper i jorden eller stor spridning i data. Lidhult skiljer sig från övriga platser genom att det är en mosstorp istället för kärrtorp, eventuellt har det betydelse.

Inkubationsförsök

Medianavgången för CO₂ var högre vid 9 cm dränering än för vattenmättat, sett över alla provtagningstillfällen (Tabell 7). Att högre CO₂-avgång vid 9 cm dränering än vid vattenmättad observeras är rimligt, då det bör finnas fler luftfyllda porer i jorden och aerob respiration sker i högre utsträckning.

Utifrån dessa data kan ingen förändring ses över tid, dock är det endast tre provtillfällen och det skulle möjligtvis gå att se någon tidseffekt om försöket hade fortsatts över längre tid. Möjligen kan en minskning vara att förvänta eftersom lättillgängligt organiskt material förbrukas.

Dräneringsstudie

Den stora variation i formen på kurvorna vid förändrat dräneringsdjup är konsekvent med vad Norberg *et al.* (2018) tidigare har observerat. Det indikerar att CO₂ inte enbart ökar vid djupare dränering, utan att om det blir för torrt minskar respirationen. Möjligen är CO₂ bättre relaterat till vattenhalt än dräneringsdjup.

Att ingen effekt av Cu-behandling observeras beror antagligen på att för lite Cu tillfördes från början. Med koncentrationer på 60-80 ppm (Tabell 2) som i det här försöket ligger de lägre än vad som har observerats ge effekt i andra studier (Tyler 1975; Marthur 1981). Alternativt kan det bero på att det var över trettio år sedan koppar tillfördes och att de nivåer som finns idag

är lägre än de var från början, dock har tidigare mätningar inte visat på en minskande koncentration i jorden (Figur 57 i stycke 4.2.4).

Fältmätningar

För uppmätta värden i fält har Martebo högre avgång av CO₂ än Kälkestad, vilket inte stämmer överens med labbresultat (Figur 36). I labb tenderar Martebo att ha lika eller aningen lägre värden än Kälkestad. Efter att en korrigering görs utifrån att gasmätningarna i fält gjordes vid olika tider på året (Martebo under högsommar, Örke och Kälkestad under sensommar/tidig höst) ligger Martebos CO₂-flöden under Kälkestads. Det tyder på att trots att uppskattningen av årsmedel var mycket grov är den rimlig.

3.3.3 METAN

Örke och Lidhult hade högst avgång av CH₄ för både inkubationsförsök och dräneringsstudie. De är jordar med låg förmultningsgrad och högt innehåll av rötter. I båda jordarna togs den översta rotfilten bort, men det gick inte att avlägsna alla rötter. Antagligen fanns det mest lättillgängligt kol på de platserna, både från lågförmultnad torv och från färskt rotmaterial. När det lättnedbrutna materialet utsattes för syrefattiga förhållanden började de snabbt att brytas ned och CH₄ kunde bildas. Att färskt rotmaterial kan bidra till högre utsläpp av CH₄ har även observerats av Hahn-Schöfl *et al.* (2011).

Inkubationsförsök

Den initialt låga avgången av CH₄ (Figur 30) skulle kunna förklaras med att de metanproducerande mikroberna behövde tid för att hinna anpassa sig. När de sedan, vid provtillfälle 2 och 3 hade hunnit anpassa sig ökade avgången av CH₄ jämfört med vid första provtillfället. Alternativt kan det handla om att fler porer blir vattenfyllda allt eftersom tiden går. Den första påfyllningen av vatten kan ha varit så stor att luftbubblor stängdes in.

Det är förvånande att högre avgång av CH₄ observerades från 9 cm dränering än från vattenmättade förhållanden (Figur 30), vilket är motsatt resultat till observationer av bland annat Munir & Strack (2014). Teoretiskt bör de vattenmättade jordproverna ge högre avgång av CH₄. Detta eftersom de bör ha lägre syrehalt och CH₄ bildas under syrefria förhållanden. Skillnaden i CH₄-avgång mellan 9 cm dränering och vattenmättat är konsekvent och signifikant, vilket indikerar att någon betydande skillnad mellan 9 cm dränering och vattenmättat finns. Eventuellt absorberade jorden i burkarna med 9 cm dränering så mycket vatten att även de blev nästan vattenmättade och redoxförhållandena var fördelaktiga för bildning av CH₄.

Skillnaden i luftvolym mellan burkarna är troligtvis också betydande, speciellt vid vattenmättade förhållanden. Detta eftersom luftvolymen var så mycket mindre än vid 9 cm dränering. Det diskuteras noggrannare i stycke 3.3.6 och är något som troligen också påverkat resultat för N₂O-avgång. Sannolikt har avgång av CH₄ och N₂O vid vattenmättade förhållanden underskattats på grund av utspädning med luft från slangar.

Dräneringsstudie

Nedgång av CH₄ med dräneringsdjup som ses för dräneringsstudien (Figur 34) är förväntat resultat eftersom djupare dränering innebär färre vattenfyllda porer. Färre vattenfyllda porer

ger mindre syrefria förhållanden och mindre CH_4 kan därför produceras. Liknande samband har noterats av bland annat Munir & Strack (2014). Det bör inte vara en tidseffekt eftersom det är motsatt mönster jämfört med i inkubationsförsöket.

3.3.4 LUSTGAS

Den högsta avgången av N_2O har observerats från Martebo i inkubationsförsöket och Kälkestad för dräneringsstudien. De är båda näringsrika kärrtorvar och platser som idag används för odling och gödslas. Att de då bidrar till högre avgång av N_2O är inte förvånande och stämmer överens med resultat av Kandel *et al.* (2019) som tidigare har observerat att återvätnade torvjordar som gödslas tillfälligt kan ge höga utsläpp av N_2O .

Inkubationsförsök

Den minskning av N_2O som sker efter första provtagningstillfället (Figur 31) kan bero på att kväve konsumeras. I så fall verkar det konsumeras snabbare vid fullständig vattenmättnad än vid dränering till 9 cm. Den skarpa nedgången kan även bero på att denitrifikation börjar ske effektivare vid fullständig vattenmättnad och främjar bildandet av N_2 framför N_2O . Det senare har diskuterats av Butterbach-Bahl *et al.* (2013) med koppling till minskande N_2O och hög andel vattenmättade porer. Om så är fallet ses någon form av tidseffekt med oklar orsak. I vilket av leden som mest N_2O i förhållande till N_2 bildas är oklart, eftersom N_2 inte har uppmätts.

Dräneringsstudie

Det är svårt att veta om de skillnader i N_2O som ses för dräneringsstudien (Figur 35) beror av tid eller dränering. Nedgången som syns från 10 cm till 15 för Martebo och Kälkestad är konsekvent med vad som syns i inkubationsförsöket, så det kan röra sig om en tidseffekt istället för beroende av vattenhalt. Det kan också handla om att vattenhalten vid 10 cm främjar bildning av N_2O genom denitrifikation. Den topp som sedan syns för Lidhult och Martebo kan bero på minskande vattenhalt på grund av djupare dränering. Där skulle vattenhalten ha kunnat minska så mycket att nitrifikation är den främsta processen, men vattenhalten är sådan att det inte sker till NO_3^- utan istället till basteget N_2O . När det sedan minskar igen har vattenhalten blivit så låg att nitrifikationen går hela vägen till NO_3^- .

3.3.5 UTLAKNINGSSFÖRSÖK

Obehandlad vs Cu

Att det i princip inte fanns några signifikanta skillnader mellan det obehandlade och Cu-behandlade ledet (endast för totN Kälkestad) för utlakning kan delvis bero på att det endast var fyra replikat från varje provplats (Figur 37). För Cu-koncentration var medianvärdet genomgående högre för Cu-behandling än obehandlat vilket är rimligt med tanke på att koncentrationen Cu i de provrutorna är högre.

Att mycket mer fosfor fanns i lakvattnet från Lidhult än övriga kan bero på att de har använt stallgödsel där som kan bidra till högre halter av P i jorden (Edmeades 2002). För Martebo däremot var koncentrationen kväve mycket hög i lakvattnet. Det skulle kunna förklara att Martebo hade hög avgång av N_2O . Kälkestad hade näst mest kväve i lakvattnet (fast mycket lägre än Martebo) och hade också hög N_2O -avgång (Figur 37).

Turbiditet och DOC var även högst för Lidhult (Figur 38 och Figur 39). Att Lidhult (mosstorven) har högst koncentrationer i lakvattnet av allt utom N (Figur 37) kan indikera att Lidhult har svårast att hålla kvar näringsämnen, att de binds sämre och transporteras bort mer.

DOC och turbiditet

Generellt verkar DOC och turbiditet inte följa samma mönster (Figur 39 och Figur 40). Det kan bero på att det antingen inte finns ett generellt samband, eller att spridningen i DOC-koncentration var för låg för att visa på ett tydligt samband. Att ett signifikant samband noterades för Lidhult, som även hade störst spridning i DOC kan indikera på det senare. DOC kan inte ensamt förklara turbiditeten, i så fall borde ett liknande samband ha noterats för alla platser. De övriga provplatserna skiljer sig i turbiditet utan att någon direkt skillnad i DOC noteras. Det tyder på att något annat än DOC ligger bakom skillnaden i turbiditet. Att Kälkestad har näst högst turbiditet tillsammans med låg DOC-koncentration visar också på att något annat bör förklara turbiditeten.

Eftersom turbiditet är ett mått på grumlighet kan andra partiklar påverka hur grumligt det är. Möjligen skulle vattenfärg kunna vara ett bättre mått på DOC än turbiditet. Hög turbiditet har tidigare observerats från jordar med hög lerhalt (Meozzi 2011) och Kälkestad är den jord som har lägst glödförlust. Det kan betyda att Kälkestad har högst lerhalt, vilket skulle kunna förklara den höga turbiditeten som ej beror av DOC.

Lidhult som hade det tydligaste sambandet är den enda undersökta mosstorven. Ifall organiskt kol lättare mobiliseras från mosstorvar kan det ha betydelse. Det går dock inte att säga något om utifrån den här studien eftersom endast en mosstörv har undersökts. Vi kan också vid förberedelse av lysimetrarna ha mobiliserat mycket material från just Lidhult som sedan kunde transporteras ut.

3.3.6 GASMÄTNINGAR INKUBATIONSSTUDIE

Luftvolymen i burken vid vattenmättade förhållanden var mycket mindre än vid 9 cm dränering, vilket sannolikt har påverkat resultaten vid mätning av framför allt N_2O och CH_4 . Eftersom slangarna ventilerades med luft från rummet mellan mätningar har luft cirkulerats in i burkarna och på så vis ha spätt ut N_2O och CH_4 i burkarna. Ju mindre luftvolymen i burken är, desto större blir denna effekt. Det gör att avgång av N_2O och CH_4 antagligen har underskattats, speciellt i de vattenmättade burkarna. I framtida försök är det lämpligt att ha större luftvolym och ta hänsyn till luftvolym i slangar vid beräkning av gasavgång.

En annan effekt som skillnaden i luftvolym kan ha haft är att koncentrationen CH_4 och N_2O snabbt stiger i den vattenmättade burken som har mycket mindre luftvolym. Det borde göra att mindre CH_4 går över från jord till luft i de vattenmättade burkarna eftersom gradienten minskar. Det var dock den initiala gasavgången som beräknades och den bör inte ha påverkats av en sådan effekt eftersom burklocken var avskruvade från början.

3.3.7 DATAANALYS

Majoriteten av mätserierna för CO_2 har en svagt konkav form (Appendix A) eftersom gradienten mellan CO_2 i jord och luft minskar. Linjär regression är därför antagligen inte den bästa metoden för att beräkna gasavgång eller gasflöde. Speciellt om CO_2 -koncentrationen

skiljer sig vid start, som vid labbförsöken. Beroende på inom vilket intervall som koncentrationen är kan lutningen på regressionslinjen variera. Ett alternativt tillvägagångssätt är att anpassa en icke-linjär modell till mätdata och utifrån den beräkna en lutning vid en viss koncentration (t ex 400 ppm). Det skulle ha kunnat ge tydligare resultat och mindre variation i data. Den linjära approximationen bedöms ändå vara rimlig eftersom resultaten från inkubationsförsök, dräneringsstudie och fält konsekvent gav samma rangordning av CO₂-avgång med de högsta från Örke och lägsta från Martebo.

3.4 SLUTSATSER

- Koppargödsling med de gödslingsnivåer som användes i den här studien hade ingen effekt på CO₂ avgången. Detta eftersom det inte var någon signifikant skillnad i avgång av CO₂ för obehandlad respektive kopparbehandlad torvjord.
- Det är stor skillnad i växthusgasavgång mellan torvjordarna. Lättnedbrytbart organiskt material bidrar till högre avgång av CO₂ och CH₄. Näringsrika torvjordar verkar kunna ge högre avgång av N₂O än mindre näringsrika jordar. Avgången av N₂O var högst precis efter att proverna har vattenmättats för att sedan snabbt minska. Det indikerar att återvätning kan ge en ökad avgång av N₂O precis i början.
- För avgång av N₂O och CH₄ var det signifikant skillnad mellan helt vattenmättade prover och de dränerade till 9 cm. Om det beror på metoden som har använts eller på att det faktiskt är en betydande skillnad är oklart. Skillnaderna kan bero på att luft från slangarna har cirkulerats in i burkarna och på så vis spätt ut gaserna i burkarna.
- Det finns fortfarande risk för läckage av Cu 30 år efter tillförsel.
- Turbiditet kan inte ensamt förklara DOC i lakvatten från torvjordar. Korrelationen mellan DOC och turbiditet var starkast för Lidhult, den enda mosstorven i försöket. För kärrtorvarna Martebo, Örke och Kälkestad förklaras skillnaderna i turbiditet av något annat än DOC, möjligtvis av lerhalt.

4 Metod, resultat och diskussion: Markytesänkning och höjdmätningssmetoder

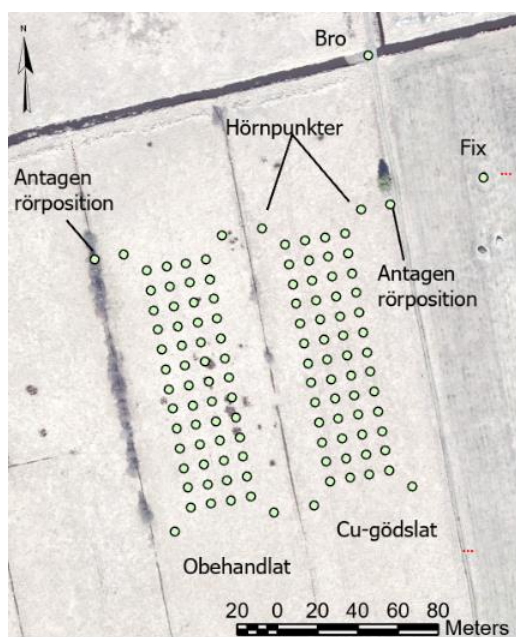
4.1 METOD

4.1.1 BESTÄMNING AV PROVPLATSERNAS POSITION

Provplatserna, Martebo, Örke, Kälkestad och Lidhult etablerades 1986-1987 av Kerstin Berglund (KB) i samarbete med jordägarna på respektive plats. Vid etableringen placerades järnrör i kanterna på fälten för att man utifrån dessa skulle kunna mäta sig fram till exakt samma position vid varje mättillfälle. Med åren har järnrören försvunnit eller blivit påkörda av maskiner vilket gjort det svårt att hitta tillbaka till den exakta provplatsen. Höjdmätningar kunde inte göras på Lidhult då en gasledning grävts ner under provplatsen och stört ytsänkingsprocessen. Således genomfördes höjdmätningar bara på tre av provplatserna.



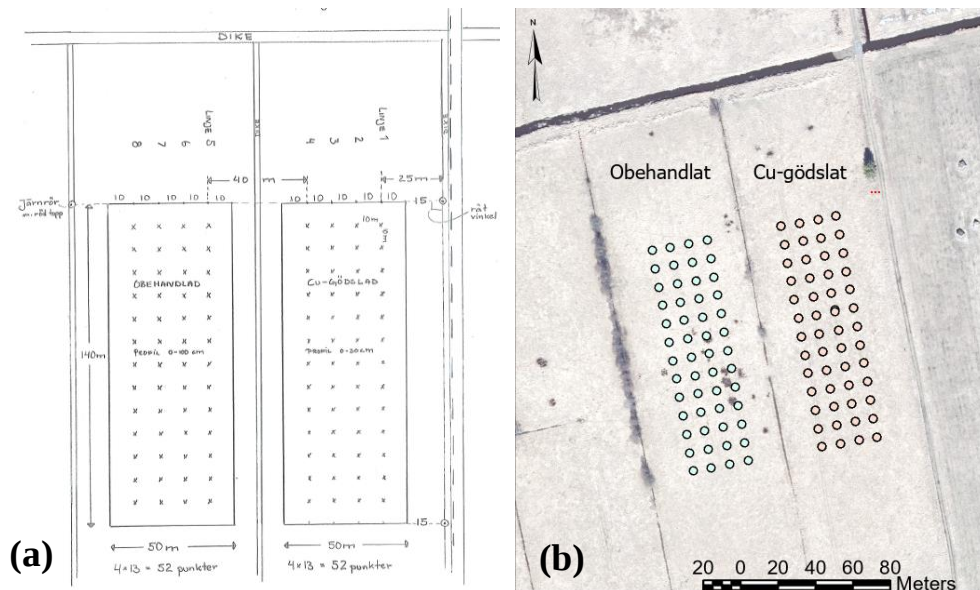
Figur 41. Påkörda järnrör på Örke (Foto Martin Ahlvin).



Figur 42. Antagna punkter utsatta i ArcGis Pro på Örke. Provplatsens hörnpunkter, antagna positioner för utplacerade rör, vissa landmärken samt punkter för höjdmätning. Bakgrundsbild: Ortofoto 1 m färg © Lantmäteriet (2017)

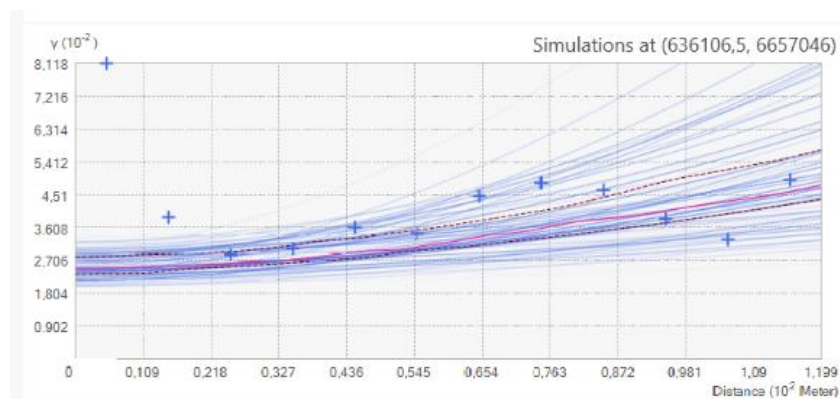
Med hjälp av anteckningar och kartor gjorda av KB. Intervju med KB samt lantmäteriets ortofoton lokaliserades provplatserna i ArcGIS Pro utifrån landmärken som broar, diken, hus, större stenar och dräneringsbrunnar. Provplatserna märktes ut i ArcGIS Pro med hjälp av punktfiler (Figur 42).

Vid varje provplats markerades provplatsens hörnpunkter, antagna positioner för utplacerade rör samt vissa landmärken. Vid Örke och Kälkestad markerades även punkter för höjdmätning. Punkterna för höjdmätning användes sedan vid den här studiens höjdmätning 2019. Vid höjdmätning i Martebo stegades punkterna ut. Väl ute i fält mättes landmärken och återfunna rör in med GPS. Utifrån de inmätta positionerna för järnrören och KB:s kartor över provplatserna (Figur 43a), skapades sedan punkter med korrekta koordinater i ArcGIS Pro i enlighet med de punkter som KB använt (Figur 43b). Dessa punkter antogs vara mätpunkter för höjdmätningarna från 1986 till 2005.

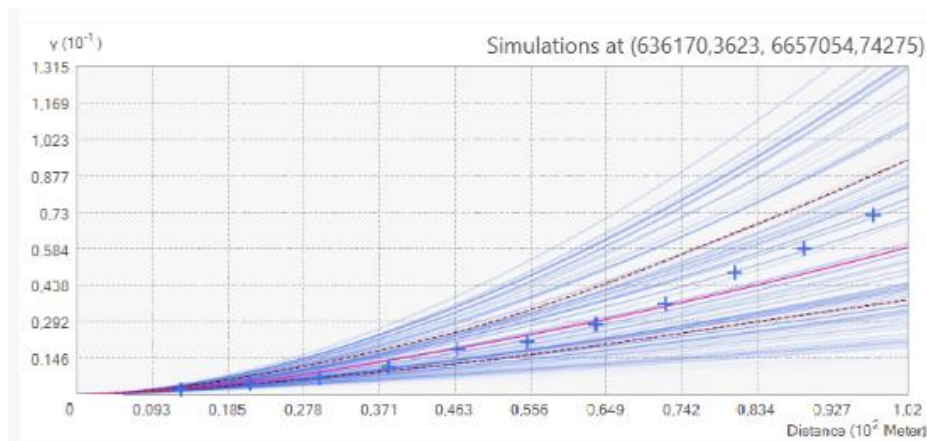


Figur 43. (a) Karta över provrutorna på Örke positioner för järnrör, landmärken och mätpunkter (Berglund u.å). (b) Mätpunkter återskapade efter inmätning av järnrör. Bakgrundsbild: Ortofoto 1 m färg © Lantmäteriet (2017).

Punkterna delades upp i obehandlade och kopparbehandlade försöksrutor varpå koordinaterna exporterades till excelfiler från ArcGIS Pro. Excelfilerna försågs med nya kolumner för höjddata och kemiska data (Tabell 2). Höjddata och kemiska data kopierades till respektive koordinat in i excellarket från KBs excelfiler med data från 1986 till 2005. Kemiska data var samma för alla punkter i de obehandlade respektive de kopparbehandlade försöksrutorna eftersom jordproverna antogs representera hela försöksrutan. Excelfilerna importerades sen till ArcGIS Pro som tabeller. Från tabellerna extraherades koordinaterna, nu med höjddata och kemisk data, och sparades som en feature class i ett dataset i ArcGIS Pro. Varje dataset sparades i en geodatabas för varje provplats. Geodatabaserna sparades sen i ett gemensamt projekt i ArcGIS Pro. Utifrån punkternas höjddata interpolerades ytor med hjälp av analysverktyget Emerical Bayesian Kriging (se stycke 1.3.6). För att få en så exakt interpolering som möjligt valdes modellen för interpolationen individuellt för varje uppsättning mätpunkter. Valet av modell baserades i första hand på punkternas passning till variogrammet (Figur 44 och Figur 45).

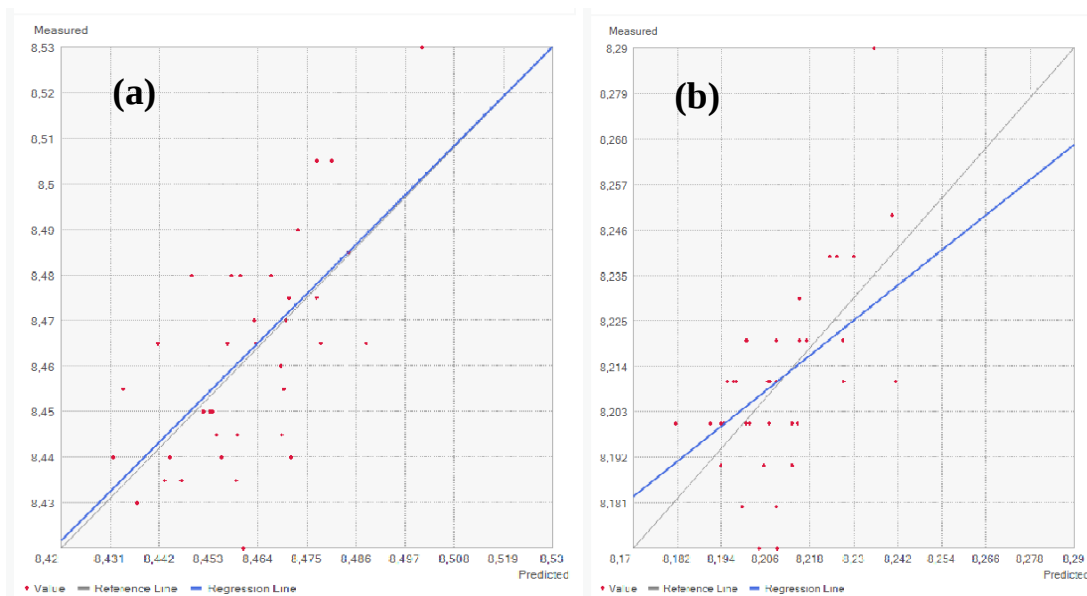


Figur 44. Variogram med dålig passning. De blå linjerna representerar olika simuleringar. De röda är medelvärde av alla simuleringar. De blå kryssen representerar mätta värden (ArcGis Pro 2.4).



Figur 45. Variogram med bra passning. De blå linjerna representerar olika simuleringar. De röda är medelvärdet av alla simuleringar. De blå kryssen representerar mätta värden (ArcGis Pro 2.4).

När ingen tillfredställande passning kunde hittas studerades diagrammet för interpolationens passning till de mätta punkterna (Figur 46).



Figur 46. (a) Bra passning till de mätta punkterna. (b) Dålig passning till de mätta punkterna. Den blåa linjen skapas utifrån de mätta punkterna och den gråa utifrån modellen (ArcGis Pro 2.4).

Om transformation av höjddatan var nödvändig på grund av icke stationäritet eller skevhet valdes transformationen empirical eller log empirical. Detta för att kunna använda modellen K-bessel som enligt Esri (2019) ger den mest exakta interpolationen. Framförallt om antalet mätpunkter är litet som i den här studien. Proceduren upprepades för varje obehandlad och kopparbehandlad försöksruta på alla tre provplatser och för varje år som det fanns data ifrån. Varje bild försågs sedan med samma färgskala och brytpunkter för att möjliggöra jämförelse mellan obehandlade och kopparbehandlade försöksytor samt mellan varje år. Färgskalan delades upp i 32 delar för att även små höjdskillnader skall bli synliga i bilderna.

4.1.2 YTSÄNKNING RELATERAT TILL CO₂

Om den sekundära ytsänkningen antas bero enbart på nedbrytning av organiskt material bör ytsänkningen teoretisk överensstämja med avgången av CO₂ från marken. Viss transport av organiskt material sker dock även genom vind- och vattenerosion. Erosionen varierar kraftigt då den är starkt väderberoende. En kraftig storm kan förflytta väldigt mycket material. Studier har gjorts på DOC i lakvatten från torvjordar för att beräkna vattenerosion. Tiemeyer & Kahle (2014) studerade vatten i diken runt dikad torvmark och fann nivåer av DOC på 24,9 +/- 5,9 mg L⁻¹. Enligt Tiemeyer & Kahles (2014) beräkningar skulle det ge en transport av DOC från marken på 66 kg år⁻¹ ha⁻¹. Berglund (2011) mätte DOC i jordvattnet på två olika provplatser och fann vid 40 cm djup nivåer på 36,4 mg L⁻¹ respektive 240 mg L⁻¹. Eftersom den totala transporten av kol är i storleksordningen 1000 kg år⁻¹ha⁻¹ (Berglund 2011) anses transporten till följd av vattenerosion vara försumbar. För storleksordningen av vinderosionens transport har inga relevanta data varit tillgängliga.

Den andelen av ytsänkningen från tidpunkten för dränering och framåt som kan tillskrivas mikrobernas nedbrytning av organiskt material varierar med klimatet. I varmare klimat är andelen högre än i kallare klimat. Berglund och Berglund (2010) har för torvjordar i svenskt klimat uppskattat ett medelvärde för bortodlingens andel till 35 % av den totala ytsänkningen. De provplatser som är aktuella för den här studien dränerades för mer än 30 år sedan (Berglund & Berglund 2010). Försök som utförts på Lidhult visade att den primära ytsänkningen pågick de första 15 åren (Figur 2) (Berglund *et al.* 1989). Man kan då anta att markytesänkningen från 2002 till 2019 enbart beror av mikrobernas nedbrytning av det organiska materialet. Den årliga transporten (flödet av kol från försöksrutan beräknat utifrån markytesänkning) av kol per ha och år kan beräknas enligt ekvation (15).

$$\text{Total transport av kol} = 10000 \times Y \times DBD \times KiOM \text{ (Ton/ha/år)} \quad (15)$$

Där 10000 m² = 1 ha, Y = årlig ytsänkning i m, DBD = dry bulk density gcm⁻³ (jordlager, 0-10cm), KiOM = andel kolinnehåll i organiskt material. Beräknad genom tot-C/glödförlust.

4.1.3 BERÄKNING AV KOLFÖRLUST VIA KOLDIOXIDAVGÅNG

Eftersom koldioxidflödet mättes vid ett tillfälle för varje provplats i den här studien ger beräkningarna endast en grov uppskattning av kolförlusten (mätningarna beskrivs i avsnitt 3.1.1 *Lysimetrar*). Koldioxidavgången varierar under året och för att få en bättre uppskattning behöver mätningar utföras över hela året. Man kan anta att koldioxidavgången sker under den varmare delen av året från april till oktober, det vill säga halva året. Eftersom mikrobernas aktivitet beror av temperaturen (Berglund 2011) antas att aktiviteten är som störst i juli och som lägst i april och oktober. Vidare antas att förändringen beskriver en kurva sådan att medelvärdet är hälften av maxvärdet. Eftersom Martebo mättes i juli antas att det var ett maxvärde. Örke och Kälkestad mättes i början och mitten av september och kan antas vara samma som medelvärdet över perioden april till oktober. Således multipliceras koldioxidavgången från Martebo med en årsmedelvärdesfaktor på 0,25 och Örke och Kälkestad med 0,5 för att få ett årligt medelvärde. Koldioxidflödet mäts i mg CO₂ m⁻² h⁻¹. Kolinnehållet i CO₂ är 27 % beräknat från atommassorna där syre har en atommassa på 16 g

mol⁻¹ och kol en atommassa på 12 g mol⁻¹. För att beräkna kolförlusten (flödet av kol från försöksrutan beräknat utifrån uppmätt koldioxidflöde) i ton år⁻¹ ha⁻¹ användes ekvation (16).

$$Kolförlust = \left(\frac{F * tf * \text{åmf} * 0,27 * 10000}{10^9} \right) \text{ (Tonår}^{-1}\text{ha}^{-1}) \quad (16)$$

Där F = Koldioxidflöde i mg m⁻² h⁻¹, tf = 8760 = omräkningsfaktor från timmar till år, åmf = årsmedelvärdesfaktor, 0,27 = viktprocent kol i CO₂, 10000 = omräkningsfaktor från m² till ha, 10⁹ omräkningsfaktor från mg till ton.

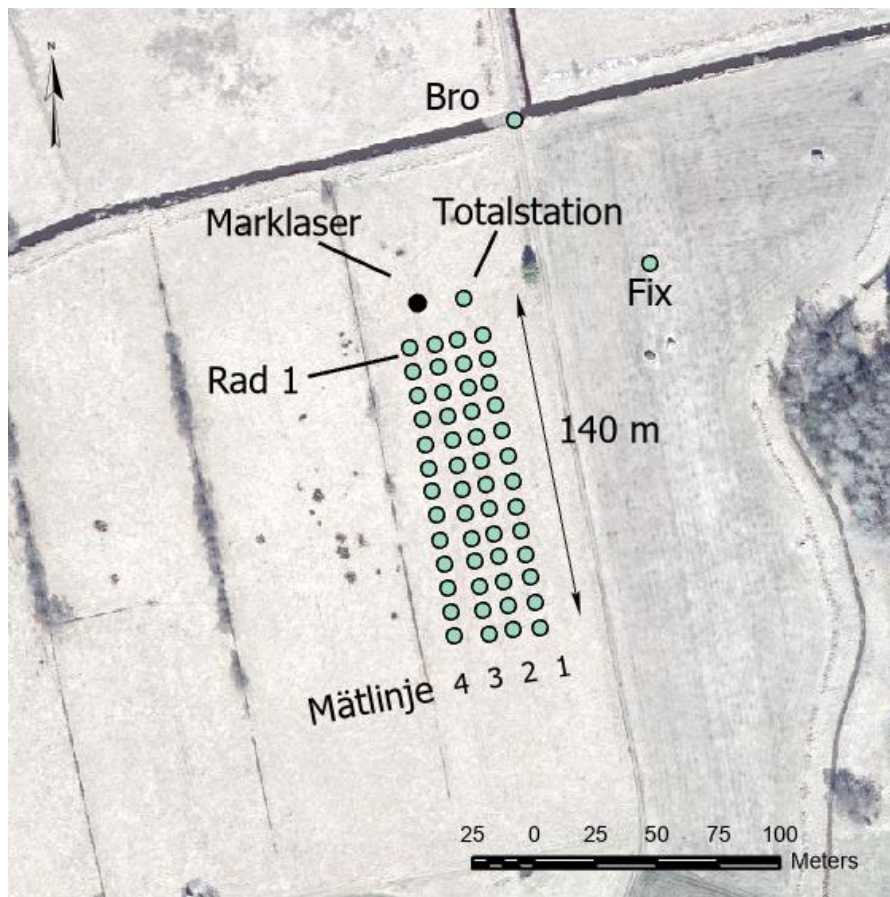
4.1.4 HÖJDMÄTNING

Syftet med studiens höjdmätning var dels att tillföra ett år till av höjdmätning på tre av de fält som avvägs sen 1986. Dels att jämföra olika höjdmätningmetoder för att studera noggrannhet och ge kunskap inför val av mätmetod för framtida avvägningar. Alla tre fälten mättes in med GPS för att tillföra ytterligare en avvägning till tidigare data samt fotograferades med hjälp av drönare. På Kälkestad användes även totalstation. På Örke användes även totalstation och marklasar. På grund av väder kunde inte totalstationens mätningar från Kälkestad användas och på grund av brister i mätningarna kunde inte totalstationens mätningar från den obehandlade försöksrutan på Örke användas för jämförelse. Därför används mätningar från kopparbehandlade försöksrutan på Örke som plats för jämförelse av mätmetoder. Även lantmäteriets höjddata som framtagits med hjälp av laserscanning används som mätmetod av försöksrutan. I det här projektet har lokala höjdsystem inrättats för varje provområde med lokala fixar som oftast givits värdet 10,00.

Vid höjdavvägningar på Örke har en och samma fix använts sedan 1986. Fixen har en höjd på 39,19 och är avvägd mot en av lantmäteriets höjdfixar cirka 450 m från den lokala fixen. Den lokala fixen mättes in av alla mätinstrument. Nedan följer en beskrivning av mätinstrument och tillvägagångssätt.

Uppställning på Örke

Totalstationen och marklasern placerades norr om försöksrutan och i position för att ha fri siktlinje till bron och fixen (Figur 47). Punkterna mättes in en mätlinje i taget med början på punkten i nordöstra hörnet på rad 1 i mätlinje 1, punkt 1:1.



Figur 47. Uppställning på Örke av mätinstrumet, fixen och brons position samt alla mätpunkter. Mätlinjerna går i nord-sydlig riktning med mätlinje 1 längst österut. Raderna går i öst-västlig riktning med rad 1 längst norr ut. Avståndet mellan totalstationen och rad 13 längst söder ut är cirka 140 meter. Bakgrundsbild: Ortofoto 1 m färg © Läntmäteriet (2017).

GPS

För inmätning av höjder användes en GPS Topcon FC-5000 med höjdsystem RH 2000, geoidmodell SWEN08-RH2000 och projektion SWEREF99 TM (Figur 48). Satellitmottagaren är av typen uBlox NEO M8M med en noggrannhet på 2-5 m i alla riktningar, utan markbundna referensstationer, och en uppdateringshastighet på 5 Hz (Topcon 2016). GPS:en var uppkopplad mot SWEPOS-RTK nätverk. Nätverket består av 400 referensstationer jämnt utplacerade i Sverige. I områden med ca 35 km avstånd mellan stationerna kan man förvänta sig en noggrannhet i höjdbestämningen över ellipsoiden med 30-35 mm. I områden med ca 70 km avstånd mellan stationerna, vilket är fallet vid alla platser där mätningar utfördes i den här studien (Swepo 2019), kan man förvänta sig en mätosäkerhet i höjdbestämningen över ellipsoiden med 45-50 mm (Lantmäteriet 2019b).

Vid mätningarna placerades GPS:en på ett stativ som var två meter högt och försedd med en spets längst ner. Vid mätningar i Martebos luckra jord placerades spetsen på ett litet plastlock för att inte sjunka ner i jorden. Vid Örke och Kälkestad var jorden hårdare och det bedömdes inte nödvändigt att använda locket. Stativet placerades då så lätt som möjligt på jorden för att få en så exakt mätning som möjligt. Stativet var försett med en doslibell för att kunna hållas i lod. Vid varje mät punkt togs ett medelvärde av 5 mätningar med 400 mätningar per mätning vilket utfördes automatiskt i GPS:ens mjukvara Magnetfield. Mätningarna utfördes på de förutbestämda punkterna som tagits fram i ArcGIS Pro förutom vid Martebo då punkterna stegades ut. Punkterna är förlagda i ett rutnät med tio meter mellan varje punkt med start tio meter innanför provområdets gräns (Figur 47). Markytan var mycket ojämn och kunde ibland lokalt variera upp till 10 cm. Om den förutbestämda punkten sammanföll med de gropar eller upphöjningar som ansågs onaturliga, det vill säga hjulspår från maskiner eller gropar skapade av till exempel vildsvin, placerades stativet så nära den slumpmässigt valda mätpunkten som möjligt på en position där marken ansågs opåverkad.

Totalstation

Som totalstation användes en Leica ts16 som är en robotic-station (Figur 49). Stationen har en räckvidd på 1000m och noggrannheten för instrumentet är 1mm+1,5 mm/km för längdmätningen som höjdmätningen sen beräknas ifrån (Leica 2015). Etableringen av totalstationen gjordes utifrån en känd bakåtpunkt utanför området som mättes in med GPS:en. Vid Örke användes en punkt på bron strax norr om fältet för placeringen vid kopparbehandlade ledet (Figur 47). Totalstationen placerades norr om fältet så att alla punkter som skulle mätas in låg söder om totalstationen (Figur 47). Detta



Figur 48. GPS Topcon FC-5000 och handdator på stativ (Topcon 2016).



Figur 49. Totalstation Leica ts16 med prisma på stativ och handdator (Geofadadak 2019).

gav en maximal distans mellan totalstationen och mätpunkterna på ca 140 meter. Vid inmätningen var prisma för totalstationen placerat på samma stativ som GPS:en under GPS:en för att totalstationen och GPS:en skulle mäta in exakt samma punkter. Vid mätpunkterna på rad 2-12 på mätlinje 1 utfördes mätningarna fel och behövde göras om. Det var då inte möjligt att hitta tillbaka till exakt samma mätpunkter som de som använts med GPS:en.

När punkterna från totalstationen lades in i GIS var alla punkter roterade runt totalstationen åt olika håll för varje etablering (Tabell 9).

Tabell 9. Mätpunkternas rotation runt totalstationen (TS) vid respektive provplats.

Provplats	Rotation runt TS1	Rotation runt TS2
Kälkestad	Motsols 10 min	Medsols 15 min
Örke Cu	Motsols 5 min	
Örke obh	Medsols 5 min	

Med hjälp av rådata från mätningarna kunde punkterna roteras till rätt position som var känd på grund av att exakt samma punkter var inmätta med GPS:en.

Marklaser

Den marklaser som användes var en Hilti rotationslaser PR 2-HS A12 för utomhusbruk för horisontell avvägning och gradering (Figur 50). Noggrannheten var ± 0.5 mm vid 10 m och den har ett driftområde med lasermottagare på 2 - 600 m i diameter. Rotationshastigheten var 300 varv i minuten (Hilti 2019).

Vid avvägning av Örke placerades marklasern ca 10 meter norr om fältet vilket gav ett största avstånd mellan laser och mätpunkt på ca 140 m (Figur 47). Avvägningsstickan placerades exakt på samma punkter som stativet med totalstationens prisma och GPS:en. För att mäta exakt samma punkt ställdes avvägningsstickan ned innan stativet helt flyttats. Stickan var också försedd med en doslibell för att kunna hållas i lod. Avläsningarna antecknades på ett papper och fördes sen in i ett excellark.



Figur 50. Hilti rotationslaser PR 2-HS A12 (Hilti 2019).

Drönare

För skapandet av flygfoton användes en DJI Phantom 4. Drönaren är försedd med en GPS och en kamera med sensorstorlek på 1/2.3", CMOS. Slutartiden kan varieras från 1/8000 s till 8 s. Största bländaren är f/2.8, brännvidden motsvarande 35 mm är 20 mm och bildvinkeln 94° (DJI 2019). För att programmera drönarens flygningar användes mjukvaran dronedeploy (dd). I dd markerades det område som skulle fotograferas varpå dd föreslog en flygrutt (Figur 51). Flyghöjden valdes till 20 m höjd med en överlappning av bilderna på 70 % framåt och 65 % åt sidan för att kunna genomföra flygningen på de tre batterier som var tillgängliga. Med fler batterier kunde större överlappning ha valts vilket skulle gett ett mer exakt resultat. Flygningen renderade 732 bilder som användes av DroneDeploy (DronDeploy 2019) för att skapa en "digital elevation model".



Figur 51. De blåa linjerna ramar in området som valts för fotografering. De gröna linjerna visa drönarens flygrutt. Rutten varierade med val av flyghöjd och procent överlappning.

Höjddata 2+

Höjddata från lantmäteriet laddades ned från Lantmäteriet. Området skannades i november 2010 och modifierades för vattendrag, dammar och broar den 9 november 2016. Det fanns således ingen störande vegetation och sannolikt ingen snö på fältet vid tiden för skanningen.

Bearbetning av data i ArcGIS Pro

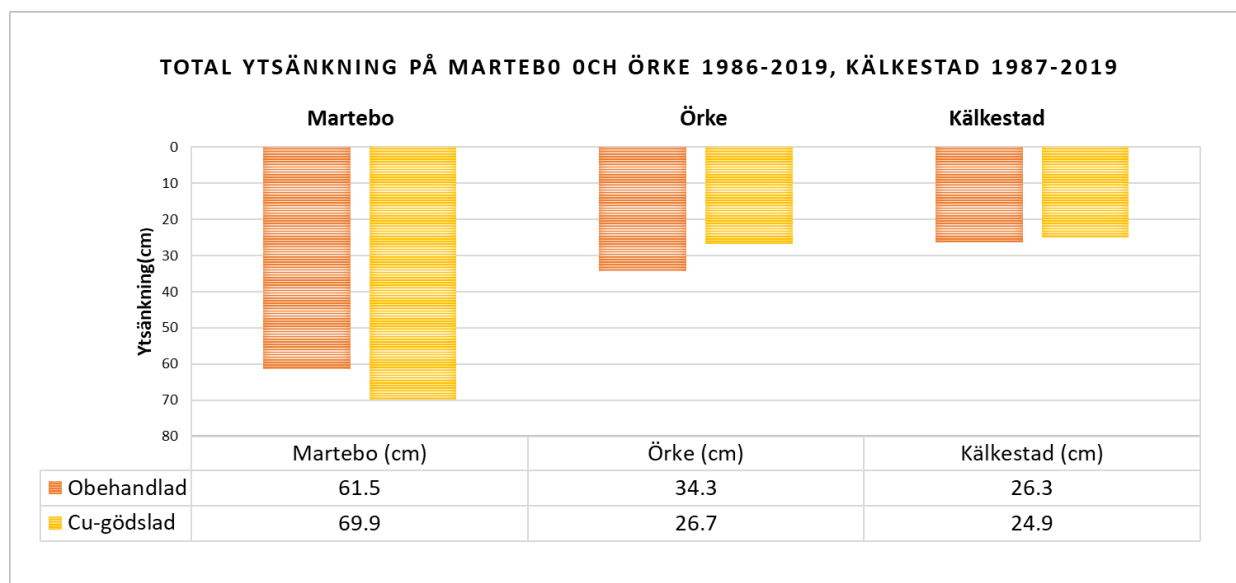
All mätdata bearbetades i ArcGIS Pro på samma sätt som de historiska höjddata (se stycke 4.1.1). För att kunna göra jämförande diagram över alla punkter inklusive värden från lantmäteriets höjddata 2+, som bara finns i form av raster, lades mätpunkterna ut över rasterfilen i ArcGIS Pro. Bilden zoomades sen till största möjliga värde för att se rasterfilens höjdvärde så nära mätpunkterna som möjligt. Ett värde valdes för varje mätpunkt.

4.2 RESULTAT

Alla resultat som redovisas i avsnitt 4.2.1 till 4.2.6 av mätningar gjorda 2019 är från mätningar utförda med GPS om inget annat anges. I avsnitt 4.3 till 4.3.5 redovisas resultat från andra mätmetoder.

4.2.1 TOTAL MARKYTESÄNKNING

Den totala ytsänkningen under försöksperioden i de 6 försöksrutorna varierar mellan 69,9 cm för det koppargödslade ledet på Martebo och 24,9 cm för det koppargödslade ledet på Kälkestad (Figur 52).

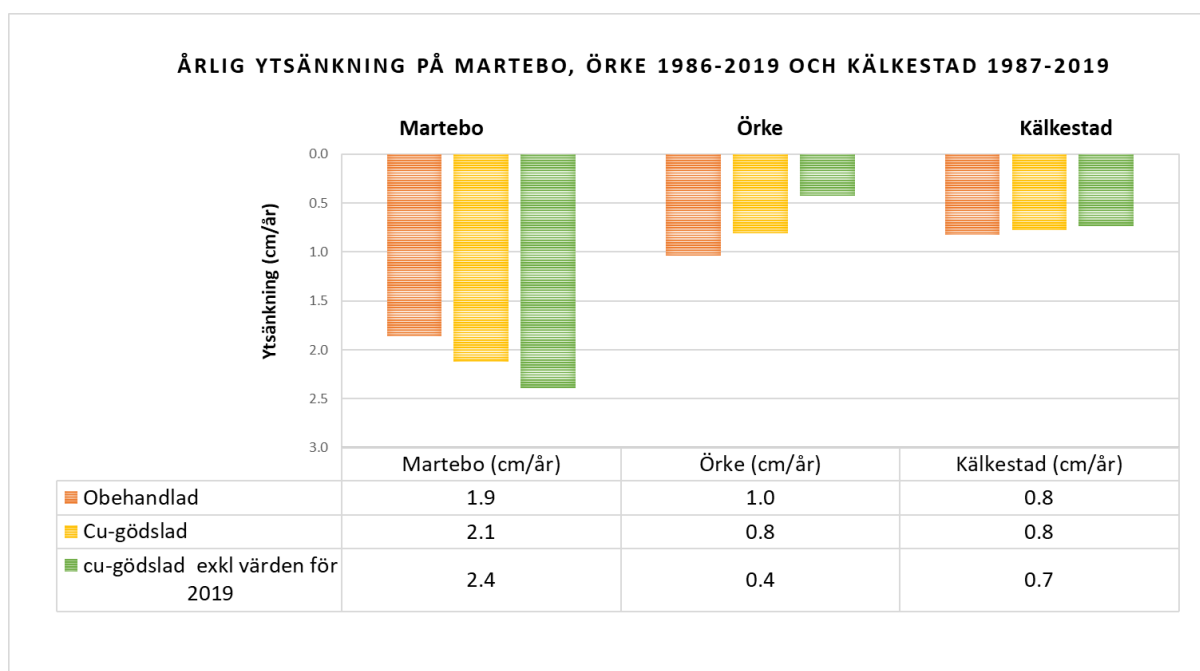


Figur 52. Total höjdförändring av markytan på Martebo och Örke från 1986-2019 och Kälkestad från 1987-2019. Orangea staplar representerar obehandlat led och gula staplar Cu-gödslat led.

Den totala markytesänkningen var störst på Martebo med 61,5 cm för det obehandlade ledet och 69,9 cm för det koppargödslade ledet. På Örke var sänkningen 34,3 cm respektive 26,7 cm och på Kälkestad 26,3 cm respektive 24,9 cm på det obehandlade respektive det koppargödslade ledet. På Martebo var sänkningen 8,4 cm större på koppargödslade ledet än på det på det obehandlade. På Örke var sänkningen 7,6 cm större på det obehandlade ledet och på Kälkestad var sänkningen på det obehandlade ledet 1,4 cm större.

4.2.2 ÅRLIG MARKYTESÄNKNING

Den årliga markytesänkningen mellan 1986 och 2019 varierade för de 6 försöksrutorna mellan 2,1 cm/år för det koppargödslade ledet på Martebo till 0,8 cm/år för koppargödslade lede på både Örke och Kälkestad (Figur 53).

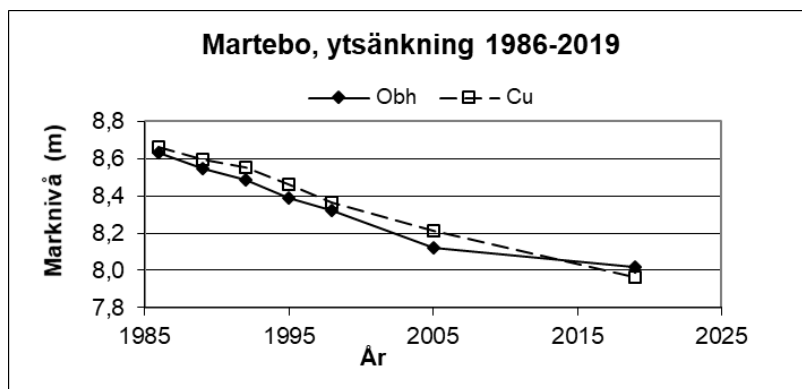


Figur 53. Årlig höjdförändring av markytan från 1986-2019 på Martebo och Örke och 1987-2019 på Kälkestad. Orangea staplar representerar obehandlat led och gula staplar Cu-gödslat led. Gröna staplar representerar Cu-gödslat led 1986-2005 på Martebo, 1986-2009 på Örke och 1987-2005 på Kälkestad.

Den årlig markytesänkningen var störst på Martebo med 1,9 cm/år för det obehandlade ledet och 2,1 cm/år för det koppargödslade ledet. På Örke var sänkningen 1,0 cm/år respektive 0,8 cm på det obehandlade respektive det koppargödslade ledet och på Kälkestad 0,8 cm/år för båda leden. På Martebo var sänkningen 0,2 cm/år större på koppargödslade ledet än på det på det obehandlade. På Örke var sänkningen 0,2 cm större på det obehandlade ledet och på Kälkestad var sänkningen lika för båda leden. På Örke var den årliga ytsänkningen 0,4 cm/år mellan 1986 och 2009 och mellan 2009 och 2019 var årliga sänkningen 1,7 cm/år.

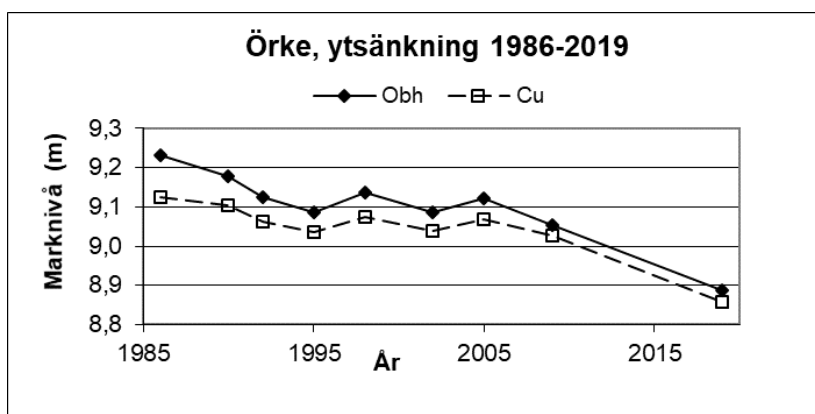
4.2.3 VARIATIONER I YTSÄNKNINGSTAKTEN

På båda försöksrutorna på Martebo sänktes marken i princip i samma takt under hela försöket (Figur 54). Mellan 2005-2019 avtar sänkningen något på det obehandlade ledet men inte på det kopparbehandlade ledet vilket resulterar i att det kopparbehandlade ledet får än större total sänkning än det obehandlade ledet sett till hela perioden.



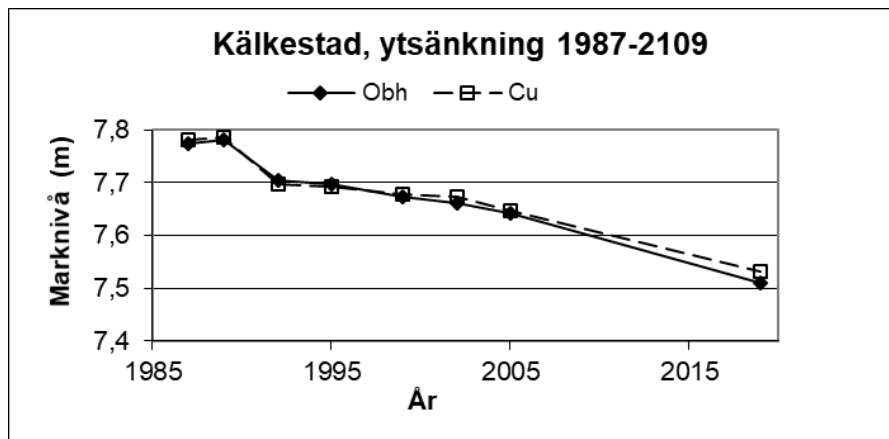
Figur 54. Medelvärde för ytsänkningen på Martebo mellan 1986-2019. Fyrkanterna representerar år då mätningar utfördes. Heldragen linje representerar det obehandlade ledet (Obh) och streckad linje representerar det koppargödslade ledet (Cu).

På Örke är sänkningstakten till en början något snabbare på den obehandlade försöksrutan. Men efter 1990 följer kurvorna varandra (Figur 55). Mellan 1995- 2005 varierade höjden på markytan och ingen total sänkning sker. Efter 2005 är takten på ytsänkningen liknande takten mellan 1986-1995.



Figur 55. Medelvärde för ytsänkningen på Örke mellan 1986-2019. Fyrkanterna representerar år då mätningar utfördes. Heldragen linje representerar det obehandlade ledet (Obh) och streckad linje representerar det koppargödslade ledet (Cu).

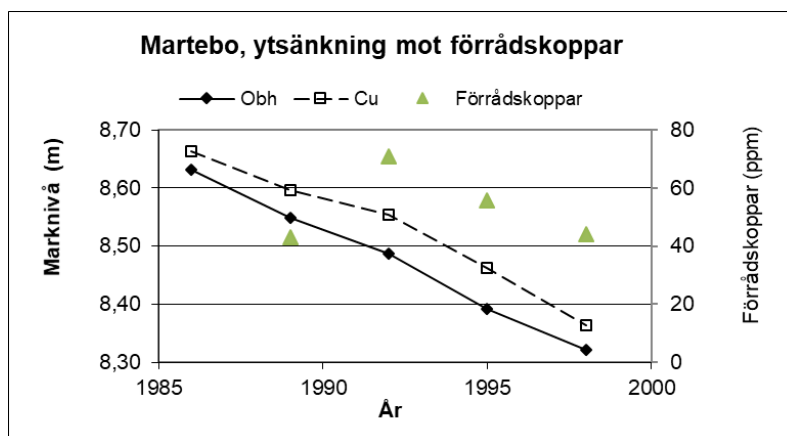
Mellan första två mätningarna, 1987 och 1989, höjs markytan på försöksrutorna på Kälkestad (Figur 56). 1989-1992 sker en snabb sänkning på närmare 10 cm på tre år. Efter 1992 är sänkningen marginell fram till 2005 då den åter ökar. Båda ledens kurvor följer varandra under hela försöket. Örke och Kälkestads kurvor har liknande form med ett planare parti mellan 1995 och 2005.



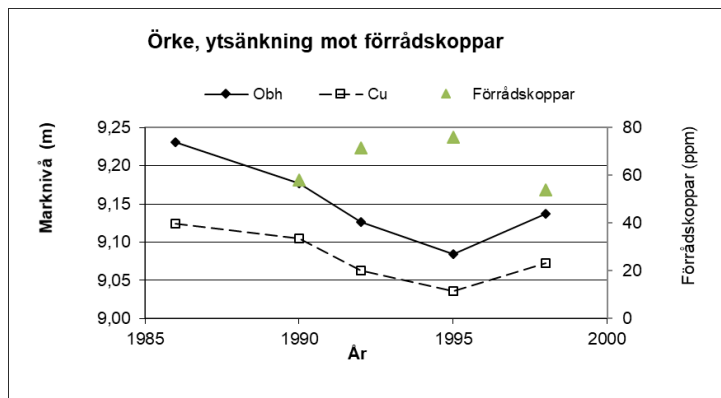
Figur 56. Medelvärde för ytsänkningen på Kälkestad mellan 1987-2019. Fyrkanterna representerar år då mätningar utfördes. Helledragen linje representerar det obehandlade ledet (Obh) och streckad linje representerar det koppargödslade ledet (Cu).

4.2.4 MARKYTESÄNKNING I RELATION TILL HALT FÖRRÅDSKOPPAR

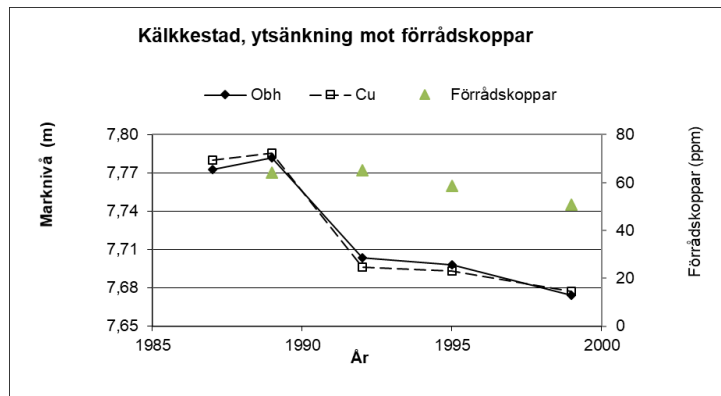
Försöket visade ingen skillnad i ytsänkning mellan de koppargödslade ledet och det obehandlade. Sänkningens hastighet på det koppargödslade ledet förändrades inte när kopparhalten i jorden förändrades (Figur 57).



Figur 57. Medelvärde för ytsänkningen i meter i relation till halten förråds koppar i ppm. På Martebo 1986-1998. Fyrkanterna och triangelarna representerar år då mätningar utfördes. Helledragen svart linje representerar det obehandlade ledet (Obh) och streckad linje representerar det koppargödslade ledet (Cu). Gröna trianglar representerar halten förråds koppar.



Figur 58. Medelvärde för ytsänkningen i meter i relation till halten förråds koppar i ppm på Örke mellan 1986-1998. Fyrkanterna och trianglarna representerar år då mätningar utfördes. Helden svarta linjen representerar det obehandlade ledet (Obh) och streckad linje representerar det koppargödslade ledet (Cu). Gröna trianglar representerar halten förråds koppar.



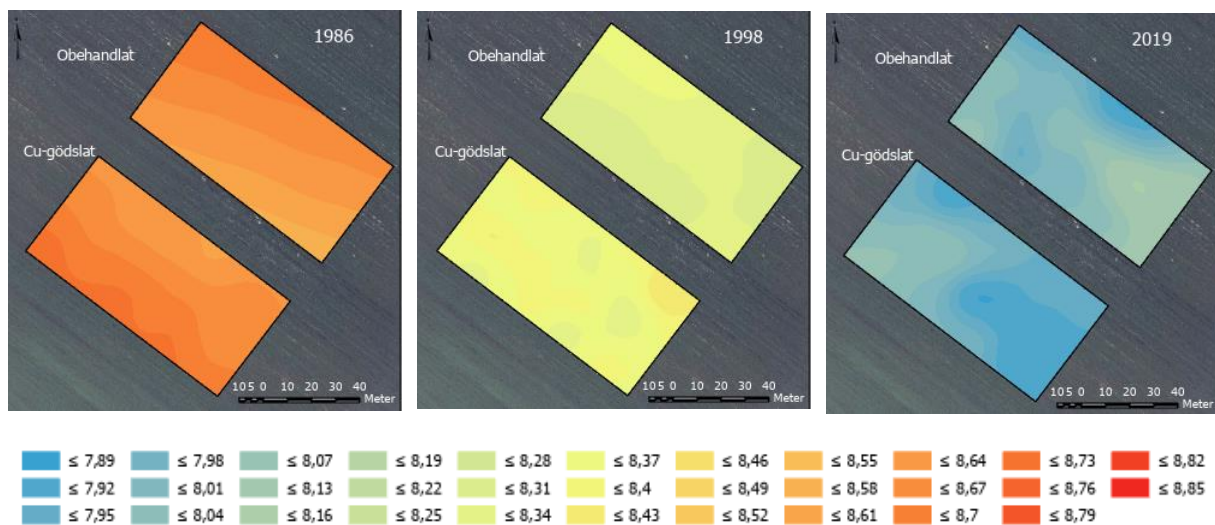
Figur 59. Medelvärde för ytsänkningen i meter i relation till halten förråds koppar i ppm på Kälkestad mellan 1987-1999. Fyrkanterna och trianglarna representerar år då mätningar utfördes. Helden svarta linjen representerar det obehandlade ledet (Obh) och streckad linje representerar det koppargödslade ledet (Cu). Gröna trianglar representerar halten förråds koppar.

På Martebo sker en stor ökning i halten förråds koppar mellan 1989-1992. En liten minskning sker då i takt med ytsänkningen för koppargödslade ledet. På Örke ökar takt med sänkningen när halten förråds koppar ökar.

4.2.5 VARIATIONER I HÖJD INOM FÖRSÖKSRUTAN

Martebo

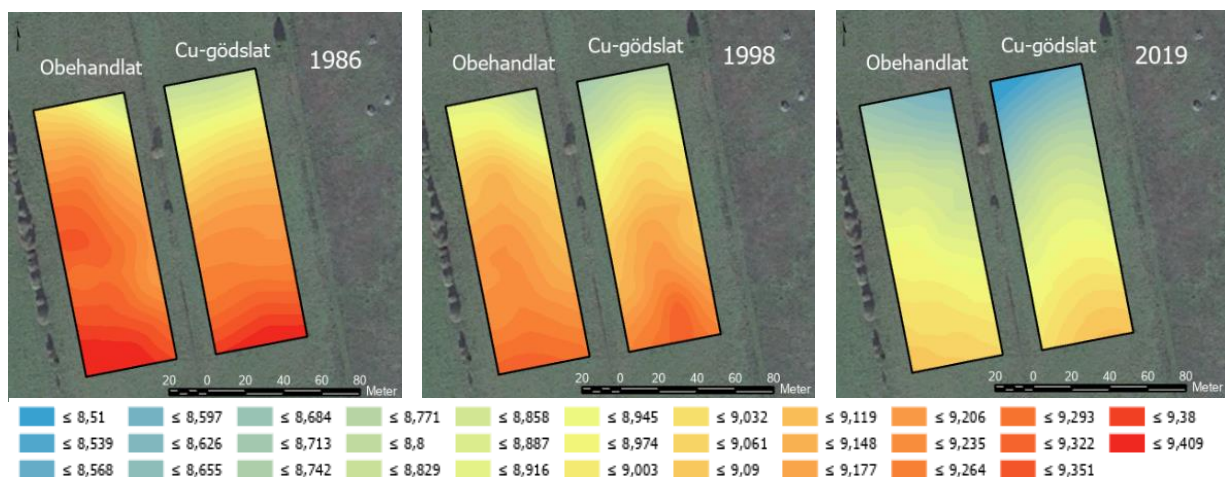
Figur 60 visar interpolerade ytor på Martebo baserade på höjdvägningar från 1986, 1998 och 2019. Variationerna inom fältet är större 2019 än både 1986 och 1998. De sydvästra delarna av det koppargödslade ledet sjönk mer än andra delar av rutan under försöksperioden. 2019 framträder en ås i sydöstra änden. Den åsen finns inte några tecken av 1986 och 1998. 1986 syns en lutning, i båda försöksrutorna, ned mot diket som då går mellan de båda försöksrutorna. 1998 är den lutningen borta och rutorna visar väldigt liten variation i höjd.



Figur 60. Interpolerade ytor på Martebo baserade på höjdmätningar 1986, 1998, 2019. Höjderna är relaterade till ett lokalt höjdsystem med en Fix som satts till 10,00 m. Höjdangivelserna i legenden är i meter där blå är lägst och röd är högst. Varje färg representerar ett höjdiintervall på 3 cm. Bakgrundsbild: Ortofoto 1 m färg © Lantmäteriet (2017)

Örke

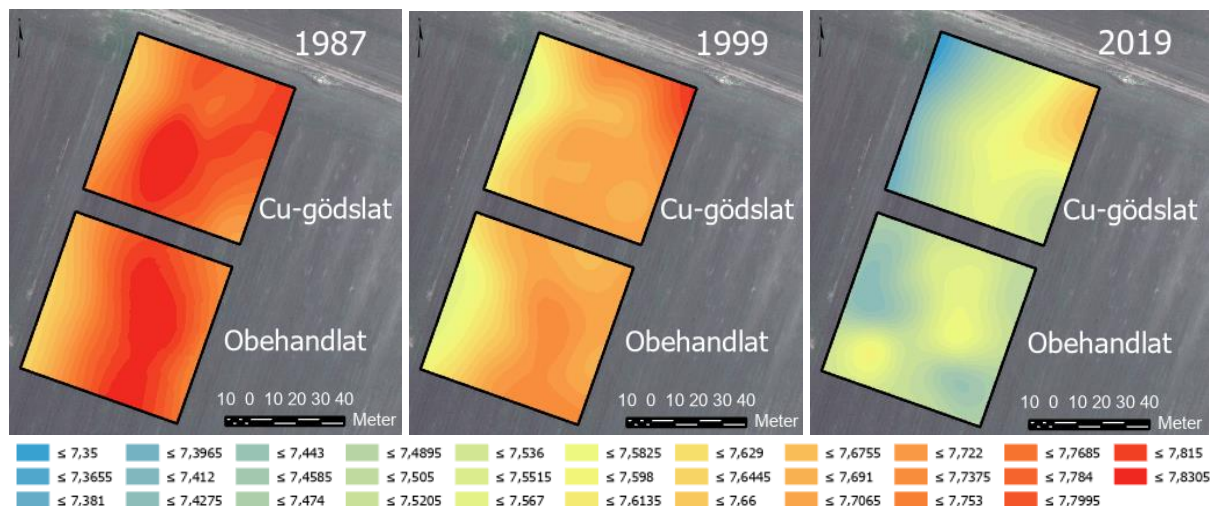
Figur 61 visar interpolerade ytor på Örke baserade på höjdavvägningar från 1986, 1998 och 2019. På Örke lutar försöksrutorna från söder till norr. Lutningen är tydlig vid alla tre mättillfällena. Ytsänkningen sker relativt jämnt över försöksrutan. Vid mätningarna från 1998 kan man se att det utvecklats en ås på mitten av försöksrutan vilket också är mitt emellan två diken. Åsen är inte lika tydlig 1986 eller 2019.



Figur 61. Interpolerade ytor på Örke baserade på höjdmätningar 1986, 1998, 2019. Höjderna är relaterade till ett lokalt höjdsystem med en Fix som satts till 10,00 m. Höjdangivelserna i legenden är i meter där blå är lägst och röd är högst. Varje färg representerar ett höjdiintervall på 2,9 cm. Bakgrundsbild: Ortofoto från DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USADA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS user Community.

Kälkestad

Figur 62 visar interpolerade ytor på Kälkestad baserade på höjdavvägningar från 1987, 1999 och 2019. Försöksrutorna varierar kraftigt i höjd, både vid varje mätning och mellan mätningarna. 1987 ses en tydlig ås i nord-sydlig riktning på mitten av försöksrutorna. 1999 är åsen inte lika tydlig. Det höga partiet mitt på koppargödslade ledet är borta och hela rutan lutar upp mot nordöstra hörnet. 2019 är åsen uppdelad i öar men den tydliga lutningen mot det nordöstra hörnet finns kvar. I sydöstra hörnet sänks ytan som mest med ca 27 cm mellan 1999 och 2019. Medan det i Nordöstra hörnet bara sjunker med ca 15 cm.

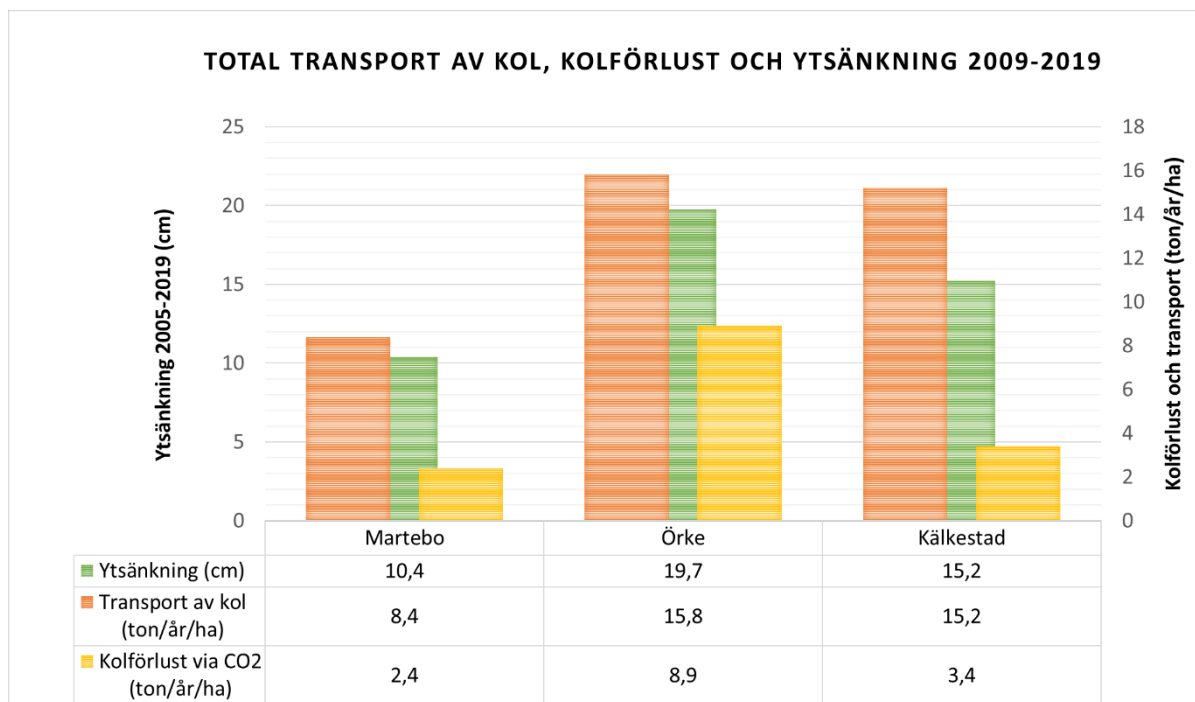


Figur 62. Interpolerade ytor på Kälkestad baserade på höjdmätningar 1987, 1999, 2019. Höjderna är relaterade till ett lokalt höjdsystem med en Fix som satts till 10,00 m. Höjdangivelserna i legenden är i meter där blå är lägst och röd är högst. Varje färg representerar ett höjdiintervall på 1,55 cm. Bakgrundsbild: Ortofoto 1 m färg © Lantmäteriet (2017).

4.2.6 YTSÄNKNINGENS RELATION TILL KOLDIOXIDAVGÅNG

För beräkningar och jämförelse mellan ytsänkning och koldioxidavgång användes de obehandlade fälten på Martebo, Örke och Kälkestad. För Martebo användes data från 2005 till 2019 då det inte fanns data från 2002. För Örke och Kälkestad användes data från 2002-2019. För beräkningen av total transport av kol användes ekvation (15) och för beräkningen av kolförlust användes ekvation (16).

Den årliga ytsänkningen på Martebo var $0,74 \text{ cm år}^{-1}$ mellan åren 2005 och 2019 vilket innebär en transport av $8,4 \text{ ton kol år}^{-1} \text{ ha}^{-1}$. På Örke var sänkningen $1,2 \text{ cm år}^{-1}$ vilket ger en total transport på $16 \text{ ton kol år}^{-1} \text{ ha}^{-1}$, på Kälkestad $0,9 \text{ cm år}^{-1}$ och transporten $15 \text{ ton kol år}^{-1} \text{ ha}^{-1}$. Den uppmätta koldioxidavgången var för Martebo $409,7 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Figur 36) vilket ger en kolförlust på $2,4 \text{ ton kol år}^{-1} \text{ ha}^{-1}$. För Örke och Kälkestad var koldioxidavgången $750,4$ respektive $290,6 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ vilket ger en kolförlust på $8,9$ respektive $3,4 \text{ ton kol år}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ (Figur 63).



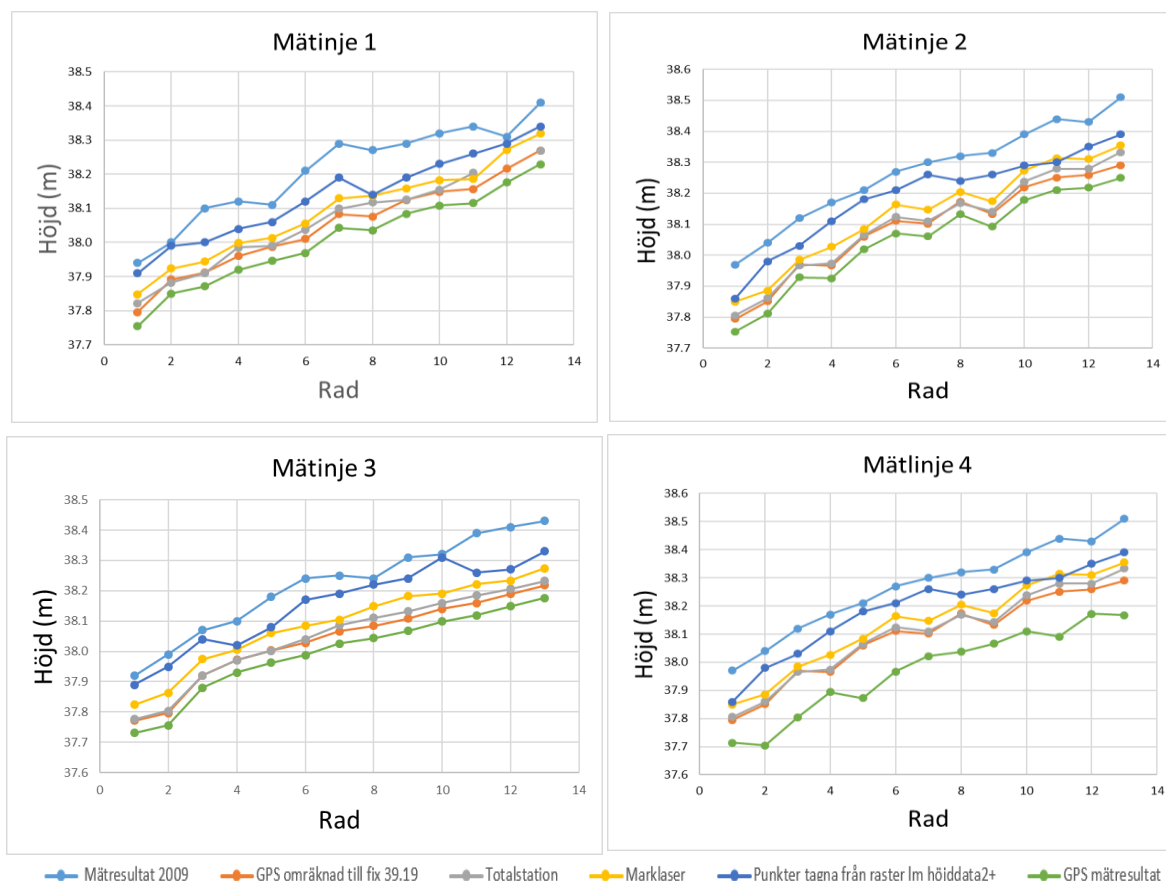
Figur 63. Orangea staplar representerar total transport av kol. Gula staplar representerar kolförlust via CO₂ och gröna staplar ytsänkning för åren 2002-2019 för Martebo och Örke och 2005-2019 för Kälkestad.

Ytsänkningen för perioden 2002/05 till 2019 var för Martebo 10,4 cm. För Örke 19,7 cm och för Kälkestad 15,2 cm (Figur 63). För total transport, avgång av CO₂ och ytsänkning så följer resultaten varandra för respektive provplats. Örke ligger högst följt av Kälkestad och lägst Martebo.

4.3 RESULTAT OLIKA HÖJDMÄTNINGSMETODER PÅ ÖRKE

4.3.1 SKILLNADER I MÄTRESULTAT PUNKT FÖR PUNKT

De olika mätmetoderna gav liknade variation i sina resultat men olika faktiska höjder i relation till fixpunkten (Figur 64). Om totalstationen ses som referensresultat så underskattas ytsänkningen av marklasern och överskattas av GPS:en både om den räknas om till samma fix men framförallt om faktiska mätvärden används direkt. Lantmäteriets (Lm) Höjddata2+ kan inte användas för jämförelse av faktiskt mätresultat eftersom det mättes 2010. GPS:en och totalstationerna följer varandra väl. Framförallt där exakt samma mätpunkter används. I mätlinje 1 där mätpunkterna inte är de samma på alla ställen på grund av fel vid mätningen skiljer de sig åt något. Även marklasern visar liknande mönster som totalstationen och GPS:en men ligger i princip hela tiden något över de andra två och avviker ibland från mönstret. Höjddata2+ följer den stora trenden med låga värden i norr och högre i söder men följer inte alls samma mönster som de andra tre metoderna.



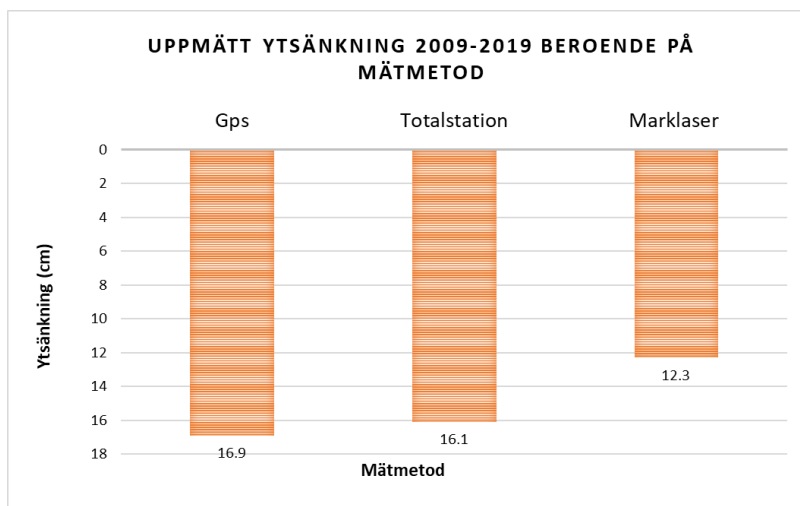
Figur 64. Alla mätmetoders mätresultat redovisat per mätlinje där värdet på x-axeln representerar numret på raden. Diagram "Mätlinje 1" och rad 1 representerar således mätpunkt 1:1. Alla mätmetoder utom GPS mätresultat och höjddata2+ är omräknade utifrån fixens höjd på 39,19 möh. Ljusblåa punkter representerar resultat från mätningen 2009. Mörkblå punkter representerar mätresultat tagna från lantmäteriets raster höjddata2+. Gula punkter representerar mätresultat från marklasern. Gråa punkter representerar mätresultat från totalstation. Orangea punkter representerar mätresultat GPS omräknad till fix 39,19. Gröna punkter representerar faktiskt mätresultat från GPS.

4.3.2 SKILLNADER I TOTAL UPPMÄTT YTSÄNKNING

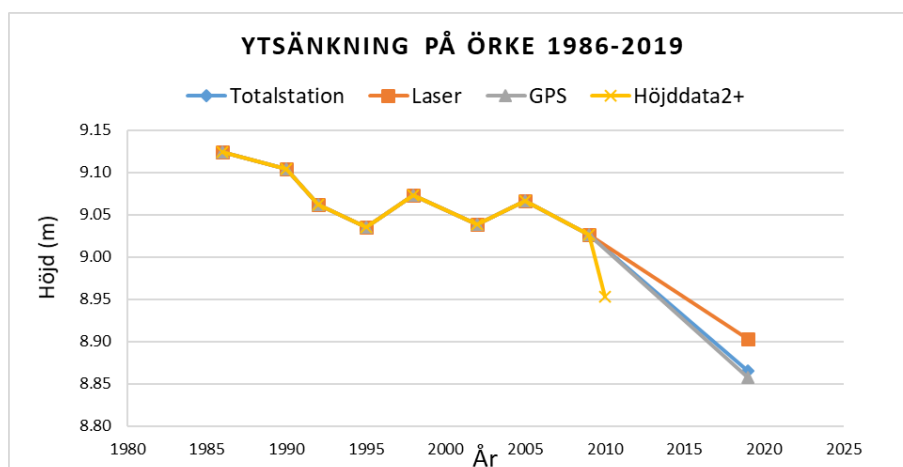
Den totala ytsänkningen i medeltal mellan 2009 och 2019 varierar mellan 16,9 cm vid användning av GPS till 12,3 vid användning av marklasern (Figur 65). Mätresultaten från GPS och Totalstation ger en ökad ytsänkningstakt jämfört med tidigare år. Marklaserns resultat ger samma sänkningstakt som mellan mätningen 2005 och 2009 medan höjddata2+ ger en stor ökning jämfört med samma period (Figur 66). GPS:en ger en medelhöjd för försöksrutan på 38,047 m.ö.h. Totalstationen ger en medelhöjd på 38,054 m ö.h., marklasern, 38,093 m ö.h. och höjddata2+, 38,142 m ö.h. (Tabell 10)

Tabell 10. Tabell över medelhöjderna i m ö.h. för försöksrutorna för olika mätmetoder

Mätmetod	GPS	Totalstation	Marklasern	Höjddata2+
Medelhöjd	38,047	38,054	38,093	38,142

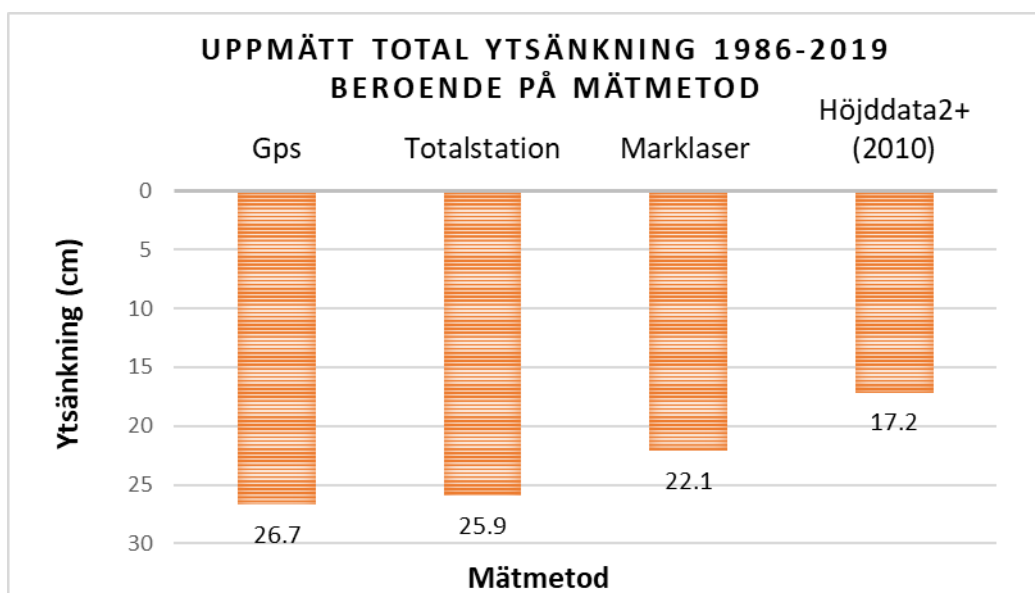


Figur 65. Totala uppmätta höjdförändringen mellan 2009 och 2019 beroende på användning av höjdmättningsmetod. Värdena är medelvärden av alla mätpunkter.

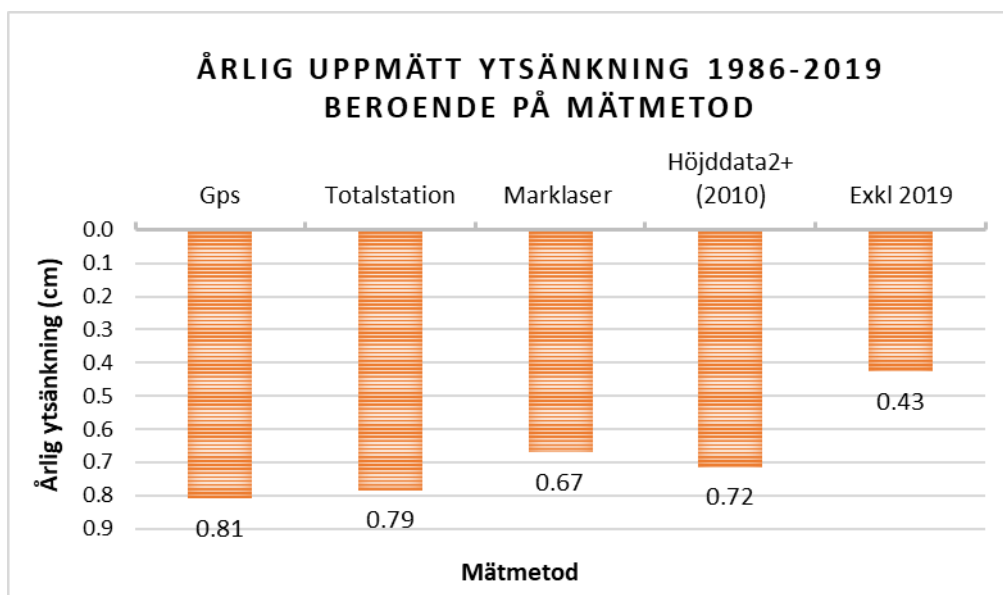


Figur 66. Uppmätta ytsänkningstakten på Örke mellan 1986-2019. Fyrkanterna representerar år då mätningar utfördes, den avslutande delen delas diagrammet upp på de fyra olika mätmetoderna där blå linje representerar Totalstationen, grå linje GPS, orange Marklasern, gul linje Höjddata2+.

Den uppmätta totala ytsänkningen från 1986-2019 varierar mellan 26,7 cm vid användning av GPS och 17,2 cm vid användning av Höjddata2+ (Figur 67). Den uppmätta ytsänkningen per år mellan 1986-2019 varierar mellan 0,81 cm/år vid användning av GPS och 0,67 cm/år vid användning av Marklasar (Figur 68). Ytsänkningen per år mellan 1986-2009 var 0,43 cm/år.



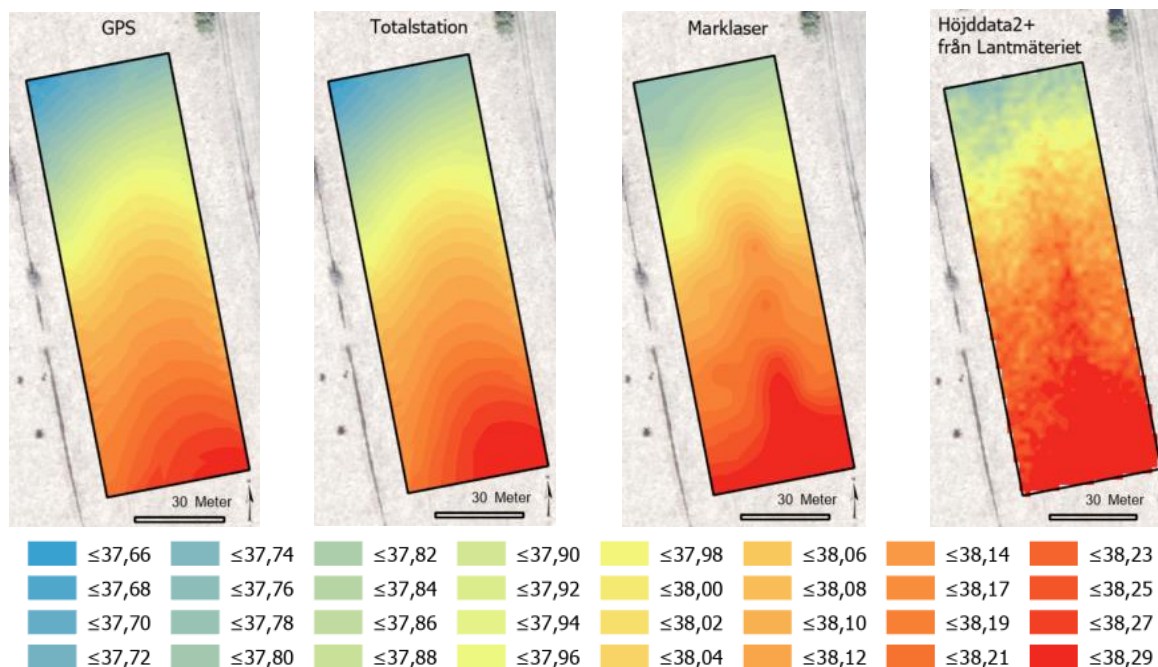
Figur 67. Uppmätt total ytsänkning från 1986-2019 vid användning av olika mätmetoder vid höjdmätning 2019.



Figur 68. Uppmätt ytsänkning per år 1986-2019 vid användning av olika mätmetoder 2019.

4.3.3 VARIATION I YTMODELL BEROENDE PÅ MÄTMETOD

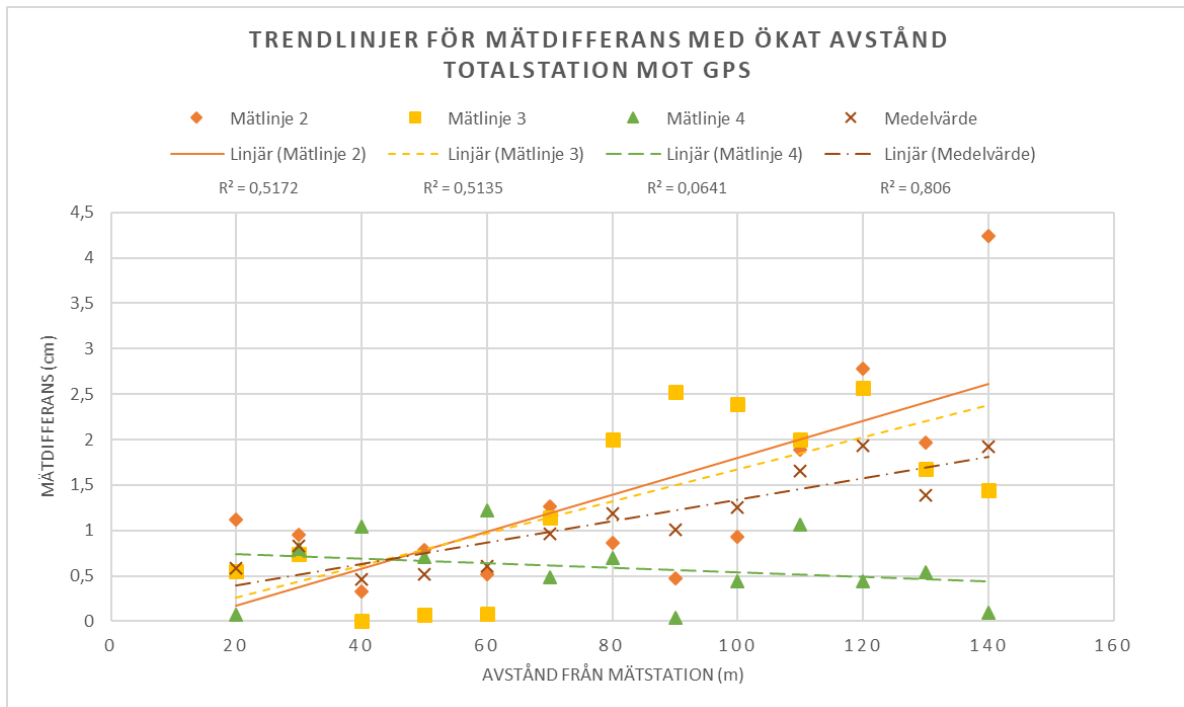
När mätpunkterna interpolerats till ytor syns variationerna inom försöksrutan för varje mätmetod (Figur 69). Bilden visar att GPS:en och totalstationen ger liknande resultat medan marklasern har en större inre variation. Marklasern uppvisar en tydligare ås med flera toppar. Rasterbilden från Höjddata2+ som är skannad 2010 visar också upp en lite tydligare ås.



Figur 69. Interpolerade ytor utifrån mätresultat med olika höjdmättningsmetoder mätresultat från (från höger till vänster) GPS, Totalstation, Marklaser. Och Digital elevation model baserad på lantmäteriets laserskanning från november 2010, höjddata2+. Källa: GSD-Höjddata, grid 2+ © Lantmäteriet(2010)

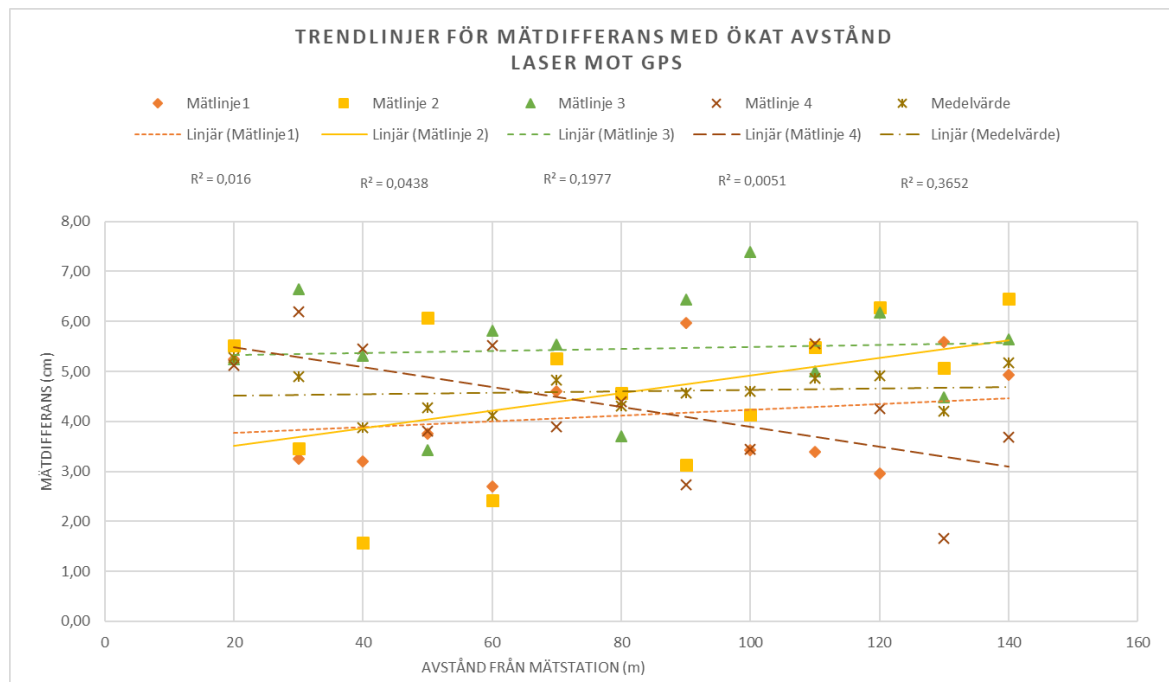
4.3.4 MÄTNOGGRANNHET BEROENDE PÅ AVSTÅND TILL MÄTSTATION

Punkterna i Figur 70 representerar absoluta differensen i mätresultat mellan GPS:en och totalstationen i beroende avståndet mellan mätpunkten (eg raden) och totalstationens position (Figur 47). När avståndet mellan mätpunkten och totalstationen ökar så ökar också absoluta differensen mellan GPS:en och totalstationens mätresultat. Varje färg representerar en mätlinje där första punkten i varje mätlinje har ett avstånd till totalstationen på cirka 20 m, andra punkten cirka 30 m och så vidare. Ett medelvärde har också beräknats för varje rad av mätpunkter (Figur 47). För varje mätlinje har sen en trendlinje infogats för att se om differensen ökar med ökat avstånd. Trendlinjerna för mätlinje 2-4 och medelvärdet visar en ökande trend med rimlig säkerhet. Trendlinjen för medelvärdet har ett R^2 -värde på 0,80 och för mätlinje 2 och 3 ligger R^2 -värdet på 0,51. Differenserna för mätresultaten i mätlinje 4 ligger generellt lågt och visar ingen trend. Avstånden får ses som ungefärliga då det inte är det exakta avståndet från totalstationen till varje mätpunkt som är representerat utan närmsta avståndet från mätpunkten till försöksrutans kant, på vilken totalstationen var placerad (Figur 47). Mätlinje 1 är inte representerad då inmätta punkterna inte var exakt samma för totalstationen och GPS:en i mätlinje 1.



Figur 70. Trendlinjer över absoluta differensen i cm mellan mätresultatet för GPS och totalstation. Punkterna markera differensen mellan mätresultatet för GPS:en och totalstationen för varje mätpunkt på ett visst avstånd från områdeskanten eg. varje rad. För varje mätlinje har en trendlinje infogats. Orange representerar mätlinje 2, gul mätlinje 3, grön mätlinje 4 och brun medelvärde för varje rad för mätlinje 2-4.

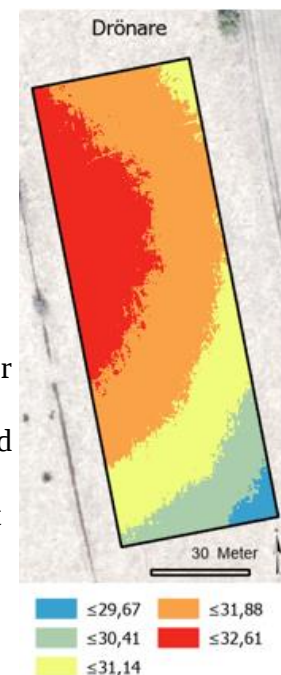
Punkterna i Figur 71 representerar absoluta differensen i mätresultat mellan GPS:en och marklasern mot avståndet mellan mätpunkten (eg raden) och totalstationen (Figur 47). Absoluta differensen mellan mätresultaten från GPS och marklasern visar inga tendenser att öka med ökat avstånd mellan mätpunkt och totalstation. Diagrammet i Figur 71 är uppbyggt på samma sätt som Figur 70. Diagrammet visar ingen korrelation mellan ökad differens mellan GPS:en och marklaserns mätresultat vid ökat avstånd mellan mätpunkten och mätstationens position på någon av mätlinjerna.



Figur 71. Trendlinjer över absoluta differensen i cm mellan mätresultatet för GPS och marklasar. Punkterna markera differensen mellan mätresultatet för GPS:en och marklasern för varje mätpunkt på ett visst avstånd från områdeskanten eg. varje rad. För varje mätlinje har en trendlinje infogats. Orange representerar mätlinje 1, gul mätlinje 2, grön mätlinje 3, brun mätlinje 4 och mossgrön är medelvärde för varje rad för mätlinje 1-4.

4.3.5 HÖJDMODELL BASERAD PÅ FLYGFOTO FRÅN DRÖNARE

Figur 72 visar den digitala höjdmodellen som skapades av dronedeploy (DronDeploy 2019) baserad på foton tagna av drönaren. De röda partierna är högst och de blåa lägst. Ytan har enligt modellen en nivåskillnad på 3 meter och lutar åt söder till skillnad från de andra mätningarna där ytan lutar mot norr. Hela modellen beskriver provplatsen som en cirkulär kulle som den utskurna delen i Figur 72 visar en del av.



Figur 72. DEM över kopparbehandlade ledet på Örke skapad av mjukvaran dronedeploy baserat på bilder från drönare. Röda partier är höga och blåa är låga.

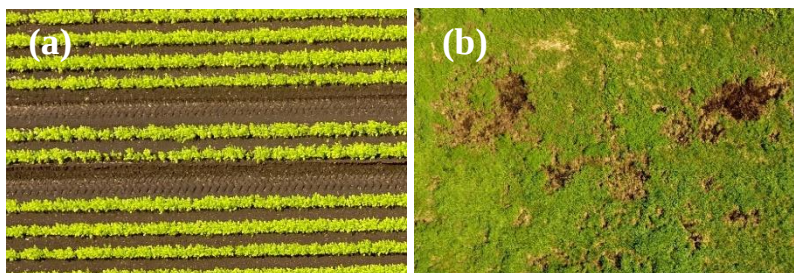
4.4 DISKUSSION

4.4.1 NYETABLERING AV PROVPLATSER

Vid återetableringen av provplatserna i ArcGIS Pro användes gamla kartor och ortofoton. Det var inte möjligt att markera provplatserna tillräckligt exakt utifrån de ortofoton som fanns tillgängliga och exaktheten i dessa. De landmärken som användes som utgångspunkter var inte alltid väl definierade på lantmäteriets eller andra tillgängliga ortofoton. Möjligen hade det varit bättre att använda kartor från lantmäteriet istället för ortofoton. Vissa av de landmärken, som till exempel broar hade eventuellt varit exaktare markerade på en karta. På provplatserna var det möjligt att återfinna alla järnrör som slagits ned när det långliggande försöket lades ut. När de rören mättes in med GPS var felet gentemot de antagna rörpositionerna ca 1-2 meter. Således användes vid höjdmätningen för Örke och Kälkestad positioner för mätpunkterna som skiljde sig mellan 1 och 2 meter från de positioner som valts i teorin när försöket lades ut. Den skillnaden bör dock inte spela någon avgörande roll för resultatet då punkterna är ett stickprov och valts ut på samma slumpmässiga sätt som vid tidigare mätningar.

4.4.2 NOGGRANNHET I HÖJDMÄTNINGARNA

Eftersom spetsen på stativet placerades på jorden så varierade spetsen exakta nivå i förhållande till markytan med omkring 0,5 cm. Felet kan ses som försumbart med tanke på hur ojämn ytan var. Beroende på exakt var stativet placerades kunde höjden på markytan variera med flera centimeter. Med locket som underlag för stativet på den luckra jorden på Martebo, kunde stativet placeras med god noggrannhet på markens yta. För att undvika subjektiva val av placering av stativet valdes alltid de punkter som var utsatta med hjälp av ArcGIS Pro. Undantag gjordes endast om den förutbestämda punkten sammanföll med tydliga maskinspår (Figur 73a) eller som på Örke där jorden böks av vildsvin (Figur 73b).



Figur 73. (a) Maskinspår på Martebo och (b) Gropar grävda av vildsvin på Örke.

4.4.3 TOTAL YTSÄNKNING

Vid diskussion om den totala ytsänkningen kommer mätvärden från GPS:en att användas då det var det mätinstrument som användes på alla försöksrutor. Totala sänkningen på Martebo är större än på Örke och Kälkestad (Figur 52). Örke och Kälkestad har en årlig ytsänkning på mellan 1,0 och 0,8 cm år^{-1} (Figur 53) för alla försöksrutor medan Martebos årliga ytsänkning är dubbelt så stor och ligger på 2,1 cm år^{-1} för koppargödslade ledet och 1,9 cm år^{-1} för det obehandlade. Resultaten ligger i linje med andra studiers resultat. En studie från Juniper Bay visade en sekundär ytsänkning på 2 cm år^{-1} (Ewing & Vepraskas 2006). En sammanställning av 11 olika studier från olika länder framtagna av L.H Allen, J.M Duxbury för en workshop om kolcykeln i organiska jordar (Stephens & Allen 1984) visar att ytsänkningen på de 11

jordarna varierar mellan, något under 1 och upp till 8 cm år^{-1} där de flesta ligger mellan 0,7-2,5 cm år^{-1} . Att den årliga ytsänkningen på Martebo är så mycket större kan bero på fler olika processer. Den sekundära sänkningen ökar med högre temperatur, större dräneringsdjup, högt pH och hög halt organiskt material (Stephens & Stewart 1976) (Stephens & Allen 1984). Det är svårt att finna förklaringen till den stora skillnaden i årlig ytsänkning bland dessa faktorer. Det är inga signifikanta skillnader i pH. Medeltemperaturen för de områdena där provplatserna är belägna skiljer marginellt (SMHI 2019). Örke har 15% lägre organiskt innehåll och en glödförlust på runt 70% medan Martebo har en glödförlust på ungefär 85%. Men även Kälkestad har en glödförlust på cirka 85%. Det finns ingen tillgänglig data angående dräneringsdjupet från någon av försöksplatserna. Om Martebo har ett större dräneringsdjup skulle de kunna vara en förklaring. Det som dock framför allt skiljer Martebo från Örke och Kälkestad är tiden mellan dränering och mätning. Martebo nyodlades 1986 och den stora totala ytsänkningen beror troligen till stor del på primär ytsänkning efter nyodlingen. I Figur 54 syns en minskad ytsänkningstakt från 2005 på det obehandlade ledet. Det kan vara ett resultat av att det innan dess varit delvis primär ytsänkning. Vind- och vattenerosion kan också vid vissa tillfällen leda till förlust av organiskt material som i sin tur leder till ytsänkning (Stephens & Allen 1984). Det är möjligt att även det kan vara förklaringar till den stora skillnaden mellan Martebo och de två andra försöksplatserna.

4.4.4 YTSÄNKNINGSTAKTEN

Den årliga ytsänkningen varierar kraftigt. Om den årliga ytsänkningen på Örke beräknas på medelhöjden för åren 1986-2009 så gav det en ytsänkning på 0,43 cm/år. Om man istället använde åren 2009-2019 så var ytsänkningen 1,7 cm/år. Använde man däremot åren 1995-2009 så var årliga ytsänkningen noll (Figur 55). Det är således viktigt med långa tidsserier för att få pålitliga data angående årlig ytsänkning. Även Kälkestad har en platå i kurvan för ytsänkning mellan 1992 och 2002 för att sen öka igen (Figur 56). Den kraftiga initiala ytsänkningen är antagligen en effekt av att provplatsen dränerades 1986. Dräneringsrör lades ned rakt under försöksytan och när jorden läggs tillbaka tar det ett tag innan jorden sätter sig och återfår sin ursprungliga packning. Martebo har en relativt jämn ytsänkningstakt under hela perioden 1986-2019 på kopparledet (Figur 54) vilket talar emot att den primära ytsänkningen avtagit. På både Örke och Kälkestad syns en ökande sänkningstakt från 2005 (Figur 55) och (Figur 56), vilket kan vara ett resultat av ökad medeltemperatur. Den varma sommaren 2018 kan också ha bidragit till att det har skett en krympning som gör att mätningarna från 2019 visar på en ökad sänkningstakt. Variationen i ytsänkningstakt kan också bero på förändringar i odlingsintensitet men vidare studier krävs för att undersöka vilka processer som orsakat variationerna.

4.4.5 KOPPARGÖDSLING

Resultaten kan inte styrka att koppargödsling genom de metoder som använts i det här försöket har någon påverkan på bortodlingen (Figur 54, Figur 55, Figur 56). Nivåerna som använts i försöket ligger mellan 43 och 76 ppm förrådskoppar (Figur 57, Figur 58, Figur 59). I de studier som visat resultat på ytsänkningen har nivåer på över 100 ppm använts (Preston *et al.* 1980; Marthur 1981). Det är möjligt att de låga halterna på förrådskoppar är anledningen till att ytsänkningen på de koppargödslade leden inte är mindre än på de obehandlade leden.

4.4.6 HÖJDVARIATIONER INOM VARJE FÖRSÖKSRUTA

På alla tre provplatser kan man se hur försöksrutorna 1986 har en lutning ned mot (Figur 60) dräneringsdikena (Figur 60, Figur 61 och Figur 62). På Martebo har denna höjdskillnad försvunnit 1998 (Figur 60). Sannolikt är det en effekt av att dräneringsdiket som gick mellan försöksrutorna lagts igen 1993-1994 och ersatts med dräneringsrör. Varefter man med maskiner försökt att plana ut jorden. Vidare syns det att nya lutningar har utvecklats till 2019 (Figur 60). Den obehandlade försöksrutan lutar nu ner mot det stora diket som rinner väster om försöksrutorna. Medan den koppargödslade rutan lutar ned mot öster och det stora diket som rinner på andra sidan vägen.

På Örke syns det 1998 (Figur 61) en tydlig ås mitt i båda försöksrutorna med lutning ned mot dikena på var sida om rutorna samt en generell lutning ned mot det stora diket norr om försöksrutorna. 2019 är åsarna inte längre där. 1986 finns antydning till en ås på det obehandlade ledet men inte på det koppargödslade.

På Kälkestad som dränerades 1986 är det en tydlig ås 1987 (Figur 62) rakt över försöksrutorna i nord-sydlig riktning. Åsen är antagligen ett resultat av de dräneringsrör som lades ned 1986. Åsen försvinner sen successivt 1998 för att 2019 vara i princip helt borta (Figur 62). Ytan varierar då i höjd utan några tydliga generella trender men har i princip samma differens mellan högsta och lägsta värde som 1986.

En teori är att vattnets flödesriktning skapar höjdskillnaderna inom försöksrutorna. Åsarna kan vara ett resultat av att dikena rensats eller ny dränering lagts ned och att man då även skapat lutningar ned mot dräneringsdikena för en fungerande avrinning. När dikena sen växer igen som på Örke eller läggs igen som i Martebo finner vattnet nya vägar. Det nya flödet flyttar material och skapar om höjdvariationerna i försöksrutorna. Det skulle i så fall kunna innebära att vattenerosionen har betydelse för koltransporten. Men med tanke på de nivåer av DOC som mätts upp vid den här studien (stycke 3.2.5) och andra studier (Berglund 2011) och (Tiemeyer & Kahle 2014) så känns det osannolikt att vattnet skulle kunna flytta så pass mycket material. Vidare studier krävs för att undersöka vattenerosionens roll.

4.4.7 MARKYTESÄNKNING JÄMFÖRT MED KOLDIOXIDAVGÅNGEN

För beräkningar av kolförlusten utifrån koldioxidavgången samt totala transporten av kol användes bara data från det obehandlade leden för att kunna relatera resultatet till andra jordar. Beräkningarna för kolförlusten utifrån årsmedel för koldioxidavgången får ses som grova uppskattningar eftersom de baseras på en enda mätning. För noggrannare resultat krävs mätningar jämnt fördelat över hela året och med täta intervall. Från sådana mätningar skulle det vara möjligt att få fram ett tillförlitligt årsmedelvärde för koldioxidavgången som kunde användas för beräkningen. Även beräkningen av total transport av kol bör betraktas som ungefärlig då den årliga ytsänkningen av markytan kan bero på många olika processer som inte nödvändigtvis transporterar kol. Till exempel kan packning på grund av maskiners bearbetning av jorden bidra till ytsänkningen utan att någon transport sker (Berglund 2010). Det resultatet ändå visar är en överensstämmelse mellan ytsänkning, koldioxidavgång och beräknad total transport (Figur 63). Martebo ligger lägst, Örke högst och Kälkestad i mitten i alla tre resultaten. Där koldioxidavgången är låg är således även ytsänkningen och beräknade

totala transporten låg och vice versa. Skillnaden mellan den totala transporten och koldioxidavgången är stor vid alla tre provplatserna, delvis ett resultat av de grova uppskattningar som gjorts. Men just på grund av de stora skillnaderna kan man med rimligt stor säkerhet säga att ytsänkningen inte direkt kan räknas om till koldioxidavgång via beräkningsmodellen i ekvation (14). Det är tydligt att andra faktorer som erosion och markpackning också påverkar ytsänkningen.

Höjdmätningarnas utförande olika metoder

För att nå största möjliga likhet i de mätning med de olika mätmetoderna användes exakt samma punkter för alla mätmetoder. På linje 1 utfördes mätningarna felaktigt med totalstationen på rad 2 till 10 och fick göras om varpå exakta positioner inte kunde återfinnas. Eftersom markytan i sig hade stora lokala variationer påverkade detta mätresultatet för dessa punkter. I Figur 64 är det också tydlig hur mätningarna från GPS:en och totalstationen inte följer varandra på samma sätt vid dessa punkter som vid övriga punkter. Vidare utfördes etableringen av totalstationen felaktigt. Därför var alla mätpunkter roterade runt totalstationen. Med hjälp av supporten på Leica, rådatan från mätningarna och mätresultaten från GPS:en var det möjligt att rotera mätdata till rätt positioner. Rekommendationen från Leica var att använda en annan etableringsmetod som heter "Fri station". Vid etablering enligt "Fri station" använder man sig av tre till fyra kända etableringspunkter. I det här försökets situation behöver dessa etableringspunkter först mätas in med GPS för att sen användas som etableringspunkt då få kända punkter existerar i närhet av försöksrutorna.

4.4.8 VARIATION INOM VARJE METOD

I Figur 64 är det möjligt att jämföra de olika mätmetoderna punkt för punkt. Dels i jämförelse med varandra och i relation med resultatet från mätningen 2009. Mätpunkterna från höjddata2+ ligger några centimeter över de övriga vilket är rimlig då skanningen skedde 2010. I övrigt är det tydligt att variationen i mätresultat mellan GPS:en och totalstationen är liten i medeltal skiljer de sig med 1,1 cm. På mätlinje 2 och 3 ger de samma resultat de första punkterna för att sen skilja sig åt men följa samma mönster. På mätlinje 4 ger de i princip identiska mätresultat. Skillnaden för fjärde linjen är i medeltal 0,6 cm. Att metoderna blir mer lika för varje rad kan bero på att handhavandet förbättrades för varje mätlinje. Det kan också bero på att antalet närvarande satelliter var fler vid slutet av mätningen. Vilken av metoderna som är mest korrekt är svårt att bedöma. Med bättre kunskap om handhavandet av totalstationen är det möjligt att alla linjer hade haft samma skillnad mellan metoderna som linje fyra. Noterbart är att GPS:en mätte in fixen till 39,148 och totalstationen mätte den till 39,189 trots att totalstationens egen höjd, som den utgick ifrån för alla sina mätningar, mättes in med GPS:en. Men i relation till sig själva så är GPS:en och totalstationen väldigt lika.

Skillnaden mellan GPS:en och marklasern är över lag större och hade också större variation. Skillnaden var i medeltal 4,6 cm. I mätlinje 2 och 4 följer marklaserns kurva GPS:en men är konstant några cm högre. I mätlinje 1 är variationen större. Sannolikt beroende av att handhavandet av instrumentet inte var bra vid första mätlinjen. Marklasern avlästes manuellt till skillnad från GPS:en och totalstationen som var helautomatiserade. Detta påverkade antagligen också exaktheten i mätningarna.

Höjddata2+ ligger högre än alla de andra metoderna vilket är rimligt då laserskanningen för höjdmodellen av försöksrutorna utfördes i november 2010 då marken sannolikt var högre. Lantmäteriet kommer göra en ny skanning var 7:e år för laserdata skog som kommer att användas till att uppdatera höjddata2+ (Lantmäteriet 2019e). Det var inte heller möjligt att se någon höjd för fixen i Höjddata2+. Den sten som representerade fixen gav inget utslag i höjddata2+. Positionen hade samma höjd som den omgivande marken. Det var däremot möjligt att se höjden för bron. Höjddata2+ gav bron en höjd på 37,79 m ö.h.. Vilket kan jämföras med GPS:en 37,70 m ö.h. och totalstationen 37,76 m ö.h.. Med tanke på att GPS:en, vilken totalstationens höjd etablerats ifrån, har en noggrannhet på $\pm 0,045$ m så ligger resultaten väldigt nära varandra. Om höjddata2+ uppdateras för intressanta områden med jämna mellanrum och skanningen utförs vid tidpunkter utan snö eller högt gräs så kan metoden vara ett alternativ för höjdmätning av torvmark och då kunna ge långa tidsserier.

4.4.9 SKILLNAD I TOTAL YTSÄNKNING BEROENDE PÅ METOD

Beroende på vilken metod som används så skiljer sig resultaten för den totala ytsänkningen mellan 1986-2019 åt i storleksordningen 4,6 cm eller 17 %. Den totala uppmätta ytsänkningen på Örke varierar från 26,7 cm och 25,9 cm om GPS respektive totalstation används till 22,1 cm för marklaser cm (Figur 65). Det ger en i årlig ytsänkning på 0,8 cm/år för totalstation och GPS, 0,67 cm/år för marklaser beräknat på åren 1986-2019 (Figur 68). Om Höjddata2+ används blir den årliga ytsänkningen 0,72 cm/år beräknat på åren 1986-2010. Beroende på om man använder mätningen från marklaser eller GPS för att beräkna ytsänkningen över 50 år så ger det en skillnad i beräknad ytsänkning på 6,5 cm.

Om man jämför ytsänkningstakten som varje metod genererar (Figur 66) så ger marklasern samma sänkningstakt mellan 2009-2019 som mellan 2005-2009. GPS:en och Totalstationen ger en något snabbare takt och Höjddata2+ en väldigt snabb ytsänkning i förhållande till tidigare år. Om man jämför med Kälkestad (Figur 56), så har den också en ökad sänkningstakt från 2005-2019 mätt med GPS. Martebo har å andra sidan en något minskad sänkningstakt under samma period mätt med GPS.

Även den interpolerade datan (Figur 69) visar på ett liknande resultat från GPS och totalstation medan marklasern har större variation och mer liknar resultaten från 1998 (Figur 61). Höjddata2+ har också större variation med en tydlig ås som syns 1998 och även i mätningarna från 2009 (figur ej redovisad i rapporten) vilket är rimligt då mätningarna gjordes 2010.

Vilken metod som är bäst eller mest korrekt är svårt att säga efter ett försök. Eftersom resultaten från GPS:en och totalstationen är så pass lika kan man med stor sannolikhet betrakta de som de mest korrekta resultaten i relation till de tidigare mätningarna. Det blir tydligt att det är viktigt vid jämförande höjdmätningar ha använt samma mätmetod och ha tillgång till en exakt fix som inte förändras. Företrädesvis berg i dagen.

4.4.10 AVVIKELSE RELATERAT TILL AVSTÅND FRÅN STATIONER

Det syns en svag trend att differensen mellan mätresultaten från GPS:en och totalstationen ökar med ökat avstånd mellan totalstationen och mätpunkterna (Figur 70). Eftersom mätfelet för GPS:en är oberoende av position kan man anta att noggrannheten för totalstationen avtar

med avstånd till stationen. Att placera stationen i mitten på fältet hade således kunnat vara en bättre placering än i änden på fältet. Det är dock oklart om trenden beror av felaktigheter i handhavandet eller i instrumentet. Trenden är störst för mätlinje 1 som var första mätlinjen. Trenden minskar för mätlinje 2 och 3. I mätlinje 4 som mättes sist finns ingen trend som tyder på ökad avvikelse med ökat avstånd. Fler och noggrannare mätningar hade behövts för att kunna säga något säkert. Marklasern visar ingen trend att avvika mer med ökat avstånd mellan mätpunkt och mätstation (Figur 71), men även här behövs fler och noggrannare mätningar för att kunna säga något säkert.

4.4.11 UTVÄRDERING AV METOD

För att öka noggrannheten i mätningarna från GPS:en kan mätningarna utföras när så många satelliter som möjligt finns inom räckhåll (Odolinski 2010). För bästa resultat kan en totalstation med tillhörande GPS användas, där totalstationen och GPS:en kan kommunicera med varandra. I den här studien användes två separata system. För högre noggrannhet i mätningarna hade det också varit önskvärt att först lära sig att använda mätinstrumenten. För att sen utföra de jämförande mätningarna. Tiden och ekonomin gjorde att första mötet med mätinstrumenten i princip skedde i fält. Det hade sannolikt gett bättre resultat om provmätningar utförts innan. Då hade mätningar från fler provplatser antagligen varit möjliga att använda i studien.

4.4.12 DRÖNARE

De metoder som användes i de här studierna för skapande av höjdmodell från drönarbilder är inte tillförlitliga. Ytan uppvisade helt annan form än för de andra mätningarna och kunde redan vid inspektion avgöras att de var felaktiga (Figur 72). De faktiska höjderna var dessutom helt felaktiga och det var inte möjligt att relatera dem till någon fix. Även om det hade varit möjligt var hela det fotade området felaktigt modellerat. Både på Örke och på Kälkestad blev det tydligt felaktiga och liknande resultat. Datat analyserades därför inte närmare.

4.5 SLUTSATSER

Vid mätning av markytesänkning på dikade torvjordar är det av yttersta vikt att ha långa tidsserier. Detta på grund av att ytsänkningen varierar kraftigt över tid och en kort tidserie kan ge ett felaktigt resultat och bidra till felaktiga slutsatser. Det är också viktigt att ha en tydlig fix som inte förändras över tid samt att använda samma mätmetod vid alla mätningar. Detta eftersom olika mätmetoder ger olika resultat.

Den totala ytsänkningen beror på många processer och är inte bara ett resultat av bortodling. För att lära sig mer om dessa processer krävs vidare studier.

4.5.1 REKOMMENDATION FÖR ANVÄNDNING

Eftersom mätresultatet för GPS:en och totalstationen har så pass liten skillnad är min rekommendation att använda GPS då handhavandet är väldigt mycket smidigare. GPS är dock inte absolut och det är viktigt att mäta in en fixpunkt om man vill jämföra mätningar från olika tillfällen. Lantmäteriets höjddata2+ som uppdateras kontinuerligt med återkommande

skanningar för vissa områden, kan vara ett alternativ för att få långa tidsserier med höjddata över många olika torvmarker.

5 Gemensamma slutsatser

Variationen i växthusgasavgång mellan olika jordar kan vara stor. Den jord som hade högst avgång av CO₂ hade ungefär 1,5 gånger högre avgång än den som hade lägst. En av jordarna hade ingen avgång av CH₄, medan en hade tio gånger högre avgång än de som låg i mitten. För N₂O skiljde det ungefär en tiopotens mellan de jordar med högst och lägst avgång.

Eftersom det inte verkar finnas någon effekt av kopparbehandling på markytesänkning och avgång av CO₂ är gödsling till koncentrationer använda i den här studien inte att rekommendera om syftet är att minska markytesänkning. Detta speciellt med tanke på att det fortfarande finns risk för läckage av Cu 30 år efter tillförsel.

Resultaten från den här studien indikerar att återvätning av näringsrika eller gödslade torvmarker kan ge högre avgång av N₂O initialt än för näringsfattiga. De indikerar även att tillgång till färskt organiskt material vid återvätning av torvmarker kan ge högre avgång av CH₄. Resultaten för CO₂ är inte lika tydliga och det var stor variation mellan olika provplatser. För flera av jordarna observerades en lägre avgång av CO₂ vid ytligare grundvattenyta. Eftersom CO₂ brukar vara den växthusgas som bidrar mest till växthusgasutsläpp från torvjordar kan minskningen i CO₂ väga upp en ökning i CH₄ och en eventuell initial avgång av N₂O. Det kan dock inte sägas något om detta utifrån den här studien, eftersom påverkan från de olika gaserna inte har jämförts sinsemellan genom exempelvis koldioxidekvivalenter.

Att beräkna CO₂-emissioner utifrån enbart markytesänkning är enligt studien inte lämpligt. Den beräkning som här har gjorts indikerar att ytsänkning inte ensamt kan förklara storleken på CO₂-emissioner. Detta eftersom ytsänkningen var mycket större än om den endast berodde av CO₂-avgång. En anledning till det anses vara att den typen av beräkning inte tar hänsyn till effekten av vatten- och vinderosion.

Eftersom torvjordar är komplexa går det i dagsläget inte att dra några generella slutsatser eller göra storskaliga modeller angående växthusgasutsläpp från torvjordar eller olika typer av torvjordar (t ex kärrtorv eller mosstorv). Variationen av växthusavgång är stor mellan de olika jordarna och hur de reagerar på ökad eller minskad vattenhalt skiljer sig. För att i framtiden kunna ha mer tillförlitliga nivåer på växthusgasutsläpp från torvjordar i klimatmodeller är det viktigt med mer forskning.

6 Referenser

- Andersen, R., Chapman, S.J. & Artz, R.R.E. (2013). Microbial communities in natural and disturbed peatlands: A review. *Soil Biology & Biochemistry*, (57), ss. 979–994
- Berglund, K. (u.å). Bortodlingsförsök på torvjord, beskrivning.
- Berglund, K. (1982). *Beskrivning av fem myrjordsprofiler från Gotland*. Uppsala.
- Berglund, K. (1996). *Cultivated organic soils in Sweden: properties and amelioration*. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences, Dep. of Soil Sciences. (Reports and Dissertations / Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil Sciences; 28)
- Berglund, K. (2010). Torvmarken, en resurs i jordbruket igår, idag och även i morgon? *Odling, torvanvändning och landskapets förändring 1750-2000*, s. 16
- Berglund, K. (2019a). Intervju med Kerstin Berglund angående långliggande bortodlingsförsök.
- Berglund, K. (2019b). Samtal med Kerstin Berglund om provplatserna.
- Berglund, K., Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för markvetenskap & Avdelningen för lantbrukets hydroteknik (1989). *Ytsänkning på mosstorvjord: sammanställning av material från Lidhult, Jönköpings län*. Uppsala: Institutionen för markvetenskap, Avdelningen för lantbrukets hydroteknik, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Berglund, Ö. (2011). *Greenhouse gas emissions from cultivated peat soils in Sweden*. Uppsala: Dept. of Soil and Environment, Swedish University of Agricultural Sciences. Tillgänglig: <http://epsilon.slu.se/201102.pdf> [2019-10-18]
- Berglund, Ö. (2017). Organogena jordars utsläpp av växthusgaser. Muntlig, Uppsala. Tillgänglig: <http://adm.greppa.nu/download/18.28b36abe16527b8975b39d0c/1545384995661/organogena-jordars-utslapp-av-vaxthusgaser-orjan-berglund-170118.pdf> [2019-10-18]
- Berglund, Ö. (2019c). Samtal med Örjan Berglund
- Berglund, Ö. & Berglund, K. (2010). Distribution and cultivation intensity of agricultural peat and gyttja soils in Sweden and estimation of greenhouse gas emissions from cultivated peat soils. *Geoderma*, vol. 154 (3), ss. 173–180
- Blessborn, M. (1999-03-20). *GPS, navigering med hög precision*. Tillgänglig: https://people.kth.se/~e97_mbl/gps.html [2019-10-16]
- Butterbach-Bahl, K., Baggs, E.M., Dannenmann, M., Kiese, R. & Zechmeister-Boltenstern, S. (2013). Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 368 (1621), s. 20130122
- Davidson, E.A. (1991). *Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. I: Davidson, E.A. (red.) Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrogen oxides and halomethanes*. Washington, D.C.: American Society of Microbiology.
- Davidson, E.A., Keller, M., Erickson, H.E., Verchot, L.V. & Veldkamp, E. (2000). Testing a Conceptual Model of Soil Emissions of Nitrous and Nitric Oxides Using two functions based on soil nitrogen availability and soil water content, the hole-in-the-pipe model characterizes a large fraction of the observed variation of nitric oxide and nitrous oxide emissions from soils. *BioScience*, vol. 50 (8), ss. 667–680
- DJI (2019). *Phantom 4 - DJI's smartest flying camera ever*. Tillgänglig: <https://www.dji.com/se/phantom-4> [2019-12-09]
- DronDeploy (2019). *Drone & UAV Mapping Platform | DroneDeploy*. Tillgänglig: <https://www.dronedeploy.com/> [2019-11-22]
- Edmeades, D.C. (2002). The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. *utrient Cycling in Agroecosystems*, (66), ss. 165–180
- EEA (2017). *Trends in atmospheric concentrations of CO₂ (ppm), CH₄ (ppb) and N₂O (ppb), between 1800 and 2017*. European Environment Agency. [Data Visualization]. Tillgänglig: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/atmospheric-concentration-of-carbon-dioxide-5> [2019-12-06]

- Esri (2016). *How Kriging works*. Tillgänglig: <http://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/tools/3d-analyst-toolbox/how-kriging-works.htm#GUID-02601D6F-8DAE-4E9E-B599-D729FC717078> [2019-11-15]
- Esri (2019a). *Ortofoto från DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS user Community*.
- Esri (2019b). *What is Empirical Bayesian kriging?* Tillgänglig: <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/help/analysis/geostatistical-analyst/what-is-empirical-bayesian-kriging-.htm> [2019-10-28]
- Esri (2019c). *What is lidar data?* Tillgänglig: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/manage-data/las-dataset/what-is-lidar-data-.htm> [2019-10-16]
- Ewing, J.M. & Vepraskas, M.J. (2006). Estimating primary and secondary subsidence in an organic soil 15, 20, and 30 years after drainage. *Wetlands*, vol. 26 (1), ss. 119–130
- Geolas (u.å). *Laser Altimetry*. Tillgänglig: <http://www.geolas.com/Pages/laser.html> [2019-10-16]
- Groffman, P.M., Butterbach-Bahl, K., Fulweiler, R.W., Gold, A.J., Morse, J.L., Stander, E.K., Tague, C., Tonitto, C. & Vidon, P. (2009). Challenges to incorporating spatially and temporally explicit phenomena (hotspots and hot moments) in denitrification models. *Biogeochemistry*, vol. 93 (1–2), ss. 49–77
- Hahn-Schöfl, M., Zak, D., Minke, M., Gelbrecht, J., Augustin, J. & Freibauer, A. (2011). Organic sediment formed during inundation of a degraded fen grassland emits large fluxes of CH₄ and CO₂. *Biogeosciences*, vol. 8 (6), ss. 1539–1550
- Harrie, L., Bengt, A., Clas-Göran, P., Milan, H. & Anders, B. (2013). Geodetisk och fotogrammetrisk mättnings- och beräkningsteknik. s. 304
- Hilti, S.A. (2019). *PR 2-HS A12 - Rotationslaser - Hilti Sweden*. Tillgänglig: <https://www.hilti.se> [2019-12-05]
- Hjerpe, K., Eriksso, H., Boström, B., Berglund, K., Berglund, Ö., Lundblad, M., Kasimir, Å., Klemendtsson, L., Eksvärd, J., Lindgren, A. & Svensson, E. (2014). *Utsläpp av växthusgaser från torvmark*. (2014:24). Jordbruksverket.
- Hjertstedt, H. (1946). De organogena odlingsjordarnas beskaffenhet i olika län med avseende på torvslag, förmultningsgrad och reaktion samt innehåll av kalk, kväve, kali och fosforsyra, organisk substans, seskvioxider och svavelsyra. *Svenska Vall-och mosskulturforeningens kvartalsskrift*, (8), ss. 255–277
- Hämäläinen, M. & Albano, C. (1992). Principal variations in the chemical composition of peat: Predictive peat scales based on multivariate strategies. *Journal of Chemometrics*, vol. 6 (1), ss. 41–56
- Jordan, S., Strömberg, M. & Fiedler, J., Lode, E., Nilsson, T. and Lundin, L. (2016). Ecosystem respiration, methane and nitrous oxide fluxes from ecotopes in a rewetted extracted peatland in Sweden. *Mires and Peat*, vol. 17 (7), ss. 1–23
- Jordan, S., Velty, S. & Zeitz, J. (2007). The influence of degree of peat decomposition on phosphorus binding forms in fens. *Mires and Peat*, vol. 2 (7) Article 7, s. 10
- Jordartsnomenklatur (1953). *Regler utarbetade av representanter för Kungliga Skogshögskolan (O. Tamm) Statens geotekniska institut. (w. Kkjellman, B jakobson), Statens väginstitut (N. Vin Matern, F. Rengmark, N. Odenmark) och Sveriges Geologiska undersökning (G. Ekström, E. Fromm, B. Järnfors)*.
- Jordbruksverket (2014). *Utsläpp av växthusgaser från torvmark*. (2014:24) Tillgänglig: jordbruksverket.se
- Kadner, R. & Rogers, K. (2017). Bacteria. *Britannica Academic*. Encyclopædia Britannica. Tillgänglig: <https://academic-eb-com.ezproxy.its.uu.se/levels/collegiate/article/bacteria/110416#39354.toc> [2019-12-05]
- Kandel, T.P., Karki, S., Elsgaard, L. & Lærke, P.E. (2019). Fertilizer-induced fluxes dominate annual N₂O emissions from a nitrogen-rich temperate fen rewetted for paludiculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 115 (1), ss. 57–67
- KLS (1965). *Kungliga Lantbruksstyrelsens kungörelse med (5) bestämmelser för undersökning av jord vid statens lantbrukskemiska kontrollanstalt och lantbrukskemisk kontrollstation och lantbrukskemisk station med av staten fastställda*

- stadgar. (Kungliga Lantbruksstyrelsens kungörelser m m, Nr 1). Kungliga Lantbruksstyrelsens.
- Kritzberg, E.S. & Ekström, S.M. (2012). Increasing iron concentrations in surface waters – a factor behind brownification? *Biogeosciences*, vol. 9 (4), ss. 1465–1478
- Lai, D.Y.F. (2009). Methane Dynamics in Northern Peatlands: A Review. *Pedosphere*, (19(4)), ss. 409–421
- Lantmäteriet (u.å). *Höjdsystem*. *Lantmateriet.se*. Tillgänglig: <https://www.lantmateriet.se/sv/Kartor-och-geografisk-information/gps-geodesi-och-swepos/Referenssystem/Hojdsystem/> [2019-10-15]
- Lantmäteriet (2017). *Ortofoto 1 m färg* ©
- Lantmäteriet (2019a). *Felkällor vid GNSS-mätning*. *Lantmateriet.se*. Tillgänglig: <https://www.lantmateriet.se/sv/Kartor-och-geografisk-information/gps-geodesi-och-swepos/GPS-och-satellitpositionering/Metoder-for-GNSS-matning/Felkallor-vid-GNSS-matning/> [2019-10-16]
- Lantmäteriet (2019b). *Förväntad mätosäkerhet*. *Lantmateriet.se*. Tillgänglig: <https://www.lantmateriet.se/sv/Kartor-och-geografisk-information/gps-geodesi-och-swepos/swepos/vara-tjanster/natverks-rtk/forvantad-matosakerhet/> [2019-10-16]
- Lantmäteriet (2019c). *Geoiden*. *Lantmateriet.se*. Tillgänglig: <https://www.lantmateriet.se/sv/Kartor-och-geografisk-information/gps-geodesi-och-swepos/Referenssystem/Geoiden/> [2019-10-16]
- Lantmäteriet (2019d). *GPS*. *Lantmateriet.se*. Tillgänglig: <https://www.lantmateriet.se/sv/Kartor-och-geografisk-information/gps-geodesi-och-swepos/GPS-och-satellitpositionering/GPS-och-andra-GNSS/GPS/> [2019-10-16]
- Lantmäteriet (2019e). *Höjddata, grid 2+*. *Lantmateriet.se*. Tillgänglig: <https://www.lantmateriet.se/sv/Kartor-och-geografisk-information/geodataprodukter/produktlista/hojddata-grid-2/> [2020-01-15]
- Lantmäteriet (2019f). *Kvalitetsbeskrivning laserdata*. s. 18
- Leica (2015). *Leica Viva TS16 Data sheet*
- Lenton, T.M., Rockström, J., Gaffney, O., Rahmstorf, S., Richardson, K., Steffen, W. & Schellnhuber, H.J. (2019). Climate tipping points — too risky to bet against. *Nature*, vol. 575 (7784), ss. 592–595
- Lilje, M., Erikson, P.-O., Olsson, P.-A., Svensson, R. & Ågren, J. (2007). *RH 2000 och riksavvägningen*. (LMV-rapport 2007:4) Tillgänglig: https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/gps-och-geodetisk-matning/rapporter/rh_2000_och_riksavvagningen.pdf
- Lindgren, A., Lundblad, M., Sveriges lantbruksuniversitet & Institutionen för mark och miljö (2014). *Towards new reporting of drained organic soils under the UNFCCC assessment of emission factors and areas in Sweden = Rapportering av utsläpp från dränerade organiska jordar under UNFCCC: utvärdering av emissionsfaktorer och arealer för Sverige*. Uppsala, Sweden: Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet. Tillgänglig: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:slu:epsilon-1932> [2019-11-13]
- Liu, Y. & Whitman, W.B. (2008). Metabolic, Phylogenetic, and Ecological Diversity of the Methanogenic Archaea. *Annals of the New York Academy of Sciences*, vol. 1125 (1), ss. 171–189
- Länsstyrelsen (2017). *Vattnets färg*. VISS. [text]. Tillgänglig: http://extra.lansstyrelsen.se:80/viss/Sv/detta-beskrivs-i-viss/typindelning/sjoar-och-vattendrag/Pages/vattnets_farg.aspx [2020-01-17]
- Markensten, T., Reiter, L., Bodin, P., Hasund, K.P., Svensson, E. & Nyberg, M. (2018). *Återvätning av organogen jordbruksmark som klimatåtgärd*. (2018:30). Jordbruksverket.
- Marthur, S.P. (1981). *The inhibitory role of copper in the enzymic degradation of organic soils*. Ottawa: LandLand Research institute research branch agriculture, Canada, Ottawa.
- Meissner, R., Leinweber, P., Rupp, H., Shenker, M., Litaor, M.I., Robinson, S., Schlichting, A. & Koehn, J. (2008). Mitigation of Diffuse Phosphorus Pollution during Rewetting of Fen Peat Soils: A Trans-European Case Study. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 188 (1–4), ss. 111–126

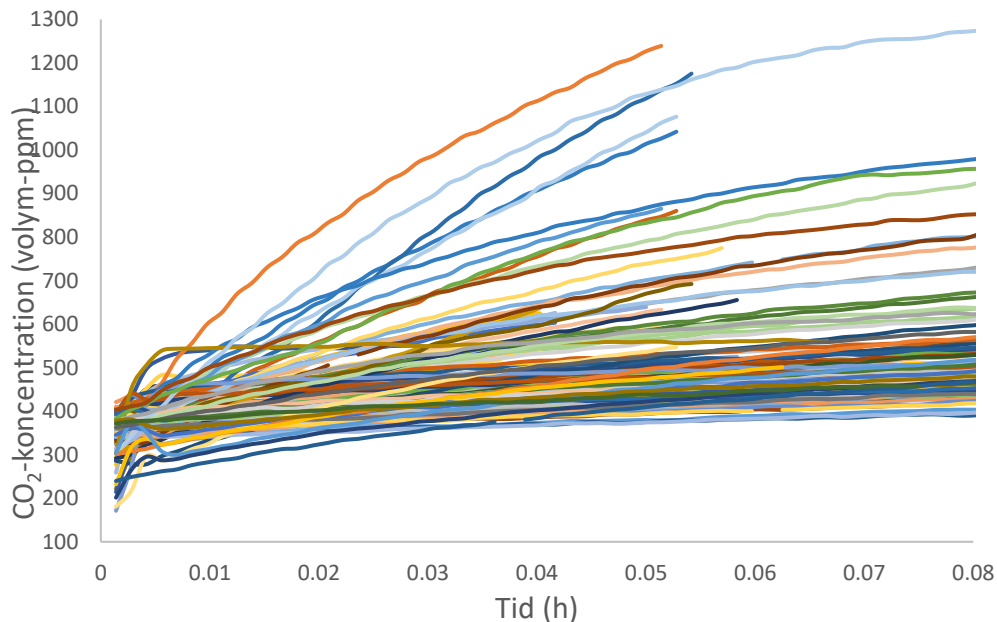
- Meozzi, L. (2011). *Relation between turbidity and suspended material at different soils, scales and phosphorus levels*. (Masteruppsats). Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Munir, T.M. & Strack, M. (2014). Methane Flux Influenced by Experimental Water Table Drawdown and Soil Warming in a Dry Boreal Continental Bog. *Ecosystems*, vol. 17 (7), ss. 1271–1285
- Mustamo, P., Maljanen, M., Hyvärinen, M., Ronkanen, A.-K. & Kløve, B. (2016). Respiration and emissions of methane and nitrous oxide from a boreal peatland complex comprising different land-use types. vol. 21, s. 22
- Mäkiranta, P., Laiho, R., Fritze, H., Hytönen, J., Laine, J. & Minkkinen, K. (2009). Indirect regulation of heterotrophic peat soil respiration by water level via microbial community structure and temperature sensitivity. *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 41 (4), ss. 695–703
- Naturvårdsverket (2018). National Inventory Report Sweden 2019. s. 528
- Naturvårdsverket (2019). *Handlingsplan för att nå Sveriges klimatmål*. Naturvårdsverket. [text]. Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhället/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Klimat/En-uppfoljning-mot-klimatmalen-till-2030/> [2019-10-18]
- Norberg, L., Berglund, Ö. & Berglund, K. (2018). Impact of drainage and soil properties on carbon dioxide emissions from intact cores of cultivated peat soils. *Mires and Peat*, (21), ss. 1–14
- Odolinski, R. (2010). Checklista för nätverks-RTK. s. 26
- von Post, L. & Granlund, E. (1926). *Södra Sveriges Torvtillgångar I (Peat resources in southern Sweden I)*. (Series C, 335 (= Årsbok 19:2)). Stockholm: Sveriges Geologiska Undersökning.
- von Post, L. (1924). *Das genetische System der organogenen Bildungen Schwedens (The genetic system of the organogenoc formations of Sweden)*. In: *Comité International de Pédologie. IVème commision (commission pour la nomenclature et la classification des sols. commission pour l'Europe, président: B Frosterus) (ed.)*, Helsingfors, ss 287-304
- Preston, C.M., Valk, M., Knibbe, E.N., Marthur, S.P. & Milette, J.A. (1980). *Copper applications trials*. Onatrio Vegetable Res. Comm. Ann Rept. 9:76 (O.M.A.F. , Toronto, Canada).
- Runefelt, L. (2010). Svensk mosskultur som överhetsprojekt före 1 886. s. 26
- SMHI (2017-10-30). *Koldioxidhalten i atmosfären når nya rekordnivåer*. Tillgänglig: <https://www.smhi.se/forskning/forskningsnyheter/koldioxidhalten-i-atmosfaren-nar-nya-rekordnivaer-1.126788> [2019-11-13]
- SMHI (2019). *Klimatdata - kartor | SMHI*. Tillgänglig: <https://www.smhi.se/data/meteorologi/kartor/manadsmedeltemperatur/manad/juli> [2019-12-01]
- Stephens, J.C. & Allen, L.H. (1984). Organic soil subsidence. *Geological Society of America, Reveiws in Engineering Geology*, vol. Volym VI
- Stephens, J.C. & Stewart, E.H. (1976). Effect of climate on organic soil subsidence. *Proceedings of 2nd Symposium on land subsidence*, Anaheim, California, december 1976. ss. 647–655. Anaheim, California
- Svensk torv (2018). *Vad är torv?*. Tillgänglig: <https://www.svensktorv.se/fakta/vad-%C3%A4r-torv--39386487> [2019-10-18]
- Swepo (2019). *Swepos Tjänsteportal*. Tillgänglig: <https://swepos.lantmateriet.se/services/mapservice.aspx> [2019-12-05]
- Tiemeyer, B. & Kahle, P. (2014). Nitrogen and dissolved organic carbon (DOC) losses from an artificially drained grassland on organic soils. *Biogeosciences*, vol. 11 (15), ss. 4123–4137
- Topcon (2015-04-09). *Universal Tracking: the truly scalable technology*. Topcon Positioning Systems, Inc. Tillgänglig: <https://www.topconpositioning.com/insights/universal-tracking-truly-scalable-technology> [2019-10-16]
- Topcon (2016-08-09). *FC-5000*. Topcon Positioning Systems, Inc. Tillgänglig: <https://www.topconpositioning.com/field-controllers/touchscreen-field-controllers/fc-5000> [2019-11-19]

- Turunen, J. (2003). *Past and present carbon accumulation in undisturbed boreal and subarctic mires: a review*. Helsinki: Suoseura — Finnish Peatland Society.
- Tyler, G. (1975). Heavy metal pollution and mineralization of nitrogen in forest soils. *Nature*, (255), ss. 701–702
- UNFCCC (2019). *The Paris Agreement* | UNFCCC. Tillgänglig: <https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement/the-paris-agreement> [2019-12-06]
- Wesström, I. & Joel, A. (2007). *Lustgasavgång från åkermark vid reglering av grundvattennivån – en litteraturstudie*. (6). Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för markvetenskap.
- Westoby, M.J., Brasington, J., Glasser, N.F., Hambrey, M.J. & Reynolds, J.M. (2012). ‘Structure-from-Motion’ photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology*, vol. 179, ss. 300–314
- Wilson, D., Blain, D. & Couwenberg, J. (2016). Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires and Peat*, (17), ss. 1–28
- Zak, D. & Gelbrecht, J. (2007). The mobilisation of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial stage of fen rewetting (a case study from NE Germany). *Biogeochemistry*, vol. 85 (2), ss. 141–151

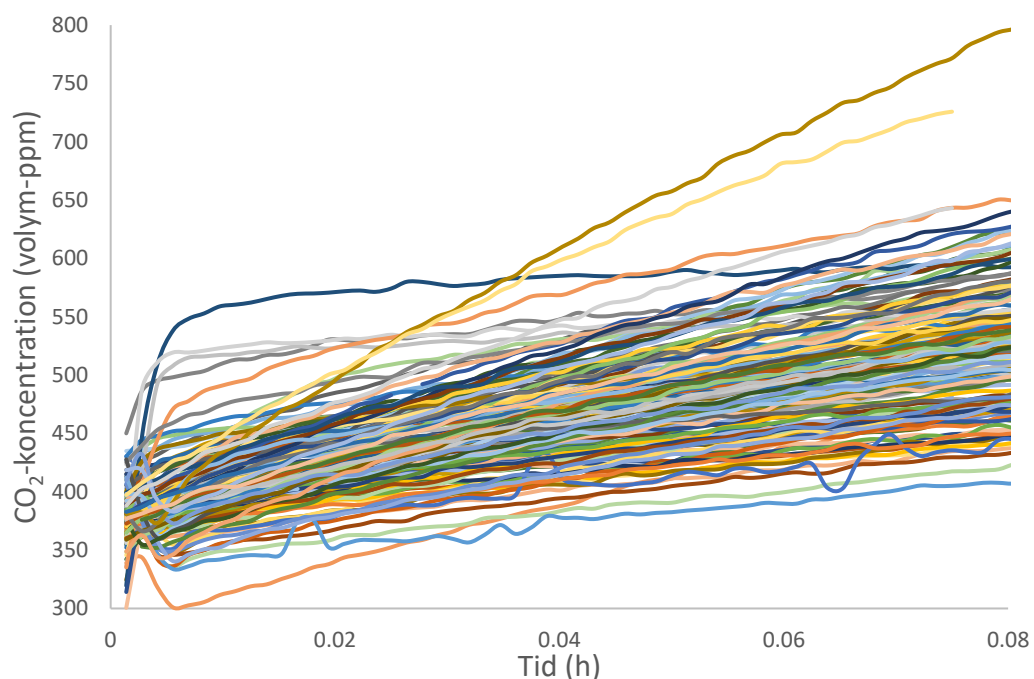
7 Appendix

7.1 APPENDIX A

Mätserierna för CO₂ uppvisade i många fall en konkav form. Det syns i Figur och Figur. Speciellt tydligt är det för de mätserier där koncentrationen CO₂ stiger snabbt.



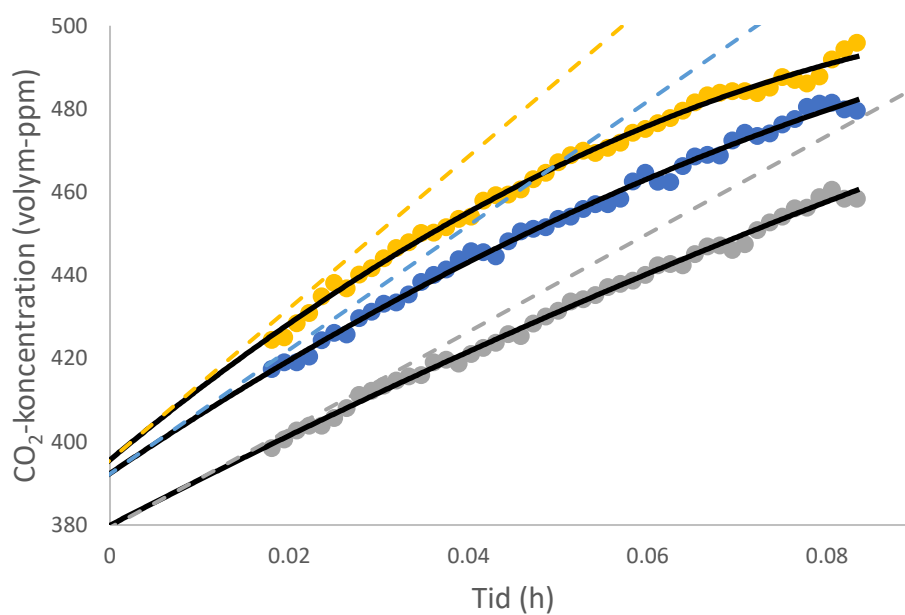
Figur A1. Mätserier för koldioxidmätningar för inkubationsstudie, totalt 120 mätserier.



Figur A2. Mätserier för koldioxidmätning för dräneringsförsök, totalt 160 mätserier.

Även i områdena där de flesta mätserier ligger i Figur och Figur är formen på många av mätserierna konkav vid närmare anblick. Figur visar tre exempel tillsammans med anpassade

andragradsekvationer. Det går tydligt att se att mätserierna avviker från tangenten i 400 ppm till andragradsekvationen. Om en linjär modell anpassas till hela dataserien skulle gasavgång underskattas jämfört med om tangenten användes.



Figur A3. Tre exempel på konkava mätserier. Svarta heldragna linjer visar anpassade andragradsekvationer. Streckade linjer i färg visar tangent i 400 ppm till anpassad andragradsekvation.