



CH₄- och N₂O-flux från ett delvis översvämmat sockerbetsfält

– ett fältförsök i Skåne under tidig vår

CH₄ and N₂O fluxes from a partially flooded sugar beet field – a field experiment in Skåne during early spring

Stina Anderö

Självständigt arbete • 15 hp

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap

Institutionen för Biosystem och teknologi

Trädgårdsingenjör: odling – kandidatprogram

Alnarp 2025



CH₄- och N₂O-flux från ett delvis översvämmat sockerbetsfält - ett fältförsök i Skåne under tidig vår.

CH₄ and N₂O fluxes from a partially flooded sugar beet field – a field experiment in Skåne during early spring

Stina Anderö

Handledare: Maria Ernfors, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för biosystem och teknologi
Bitr. handledare: Otto Nielsen, Nordic Beet Research
Examinator: Malin Hultberg, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för biosystem och teknologi

Omfattning: 15 hp
Nivå och fördjupning: Grundnivå, G2E
Kurstitel: Självständigt arbete i Trädgårdsvetenskap
Kurskod: EX0844
Program/utbildning: Trädgårdsingenjör: odling – kandidatprogram
Kursansvarig inst.: Institutionen för Biosystem och teknologi
Utgivningsort: Alnarp
Utgivningsår: 2025
Omslagsbild: Stina Anderö
Upphovsrätt: Alla bilder är skribentens egna om inte annat anges.
Nyckelord: CH₄, Metan, N₂O, Lustgas, Emissioner, Flux, WFPS, VWC, Översvämmad jordbruksmark, Sockerbetsfält, Sockerbetor

Sveriges lantbruksuniversitet
Fakulteten för landskapsarkitektur,
Trädgårds- och växtproduktionsvetenskap
Institutionen för Biosystem och teknologi

Sammanfattning

Jordbruket är en betydande källa till utsläpp av växthusgaserna metan (CH_4) och lustgas (N_2O), som bland annat bildas i jordbruksmark genom mikrobiologiska processer. Dessa processer påverkas av ett komplext samspel mellan flera miljö- och markrelaterade faktorer. En potentiell risk för höga emissioner av CH_4 och N_2O är sockerbetsodling, eftersom den ofta leder till markpackning, vilket ökar risken för översvämning. Varken översvämmad jordbruksmark eller sockerbetsfält är särskilt undersökta vad gäller gasemissioner. Inte heller är sambandet mellan dessa gaser och WFPS, ett mått på markens vatteninnehåll, tillräckligt undersökt vid sådana förhållanden.

Syftet med den här studien var därför att kvantifiera CH_4 - och N_2O -flux från ett delvis översvämmat sockerbetsfält i Skåne under tidig vår och att ta reda på sambandet mellan dessa gaser och WFPS. Studien genomfördes som ett fältförsök där CH_4 - och N_2O -flux mättes med statiska kammare från fem olika avstånd från översvämningen samt att information om mark- och väderfaktorer samlades in, totalt gjordes åtta gasmätningar under en 19-dagarsperiod.

Resultaten visade att marken fungerat som en metansänka, eftersom CH_4 -flux varit negativa för samtliga grupper. Detta innebär att marken varit för aerob för CH_4 -produktion, trots markens höga vatteninnehåll, vilket kan bero på att grundvattnet syresatts genom nederbörd eller en dräneringspump i anslutningen till översvämningen. Regressionsanalyserna visade inget samband mellan WFPS och CH_4 - respektive N_2O -flux, men resultaten kan ha påverkats av att WFPS-värdena blivit felaktiga till följd av otillräckligt torkade jordprover. Däremot fanns en negativ korrelation mellan volymetrisk vattenhalt (VWC) och N_2O , vilket visar på vatteninnehållets betydelse för N_2O -emissioner. N_2O -emissionerna ökade med ökat avstånd från översvämningen, men den vattennivå där denitrifikationen upphör har sannolikt inte nåtts, vilket innebär att emissionerna kan vara ännu högre vid längre avstånd. Likaså pågick mätperioden under endast ca 1/3 av översvämningsperioden, vilket innebär att emissionerna för hela översvämningsperioden sannolikt är ännu högre. Översvämmad jordbruksmark kan därför utgöra en risksituation för höga emissioner av N_2O .

Nyckelord: CH_4 , Metan, N_2O , Lustgas, Emissioner, Flux, WFPS, VWC, Översvämmad jordbruksmark, Sockerbetsfält, Sockerbetor

Abstract

Agriculture is a significant emission source for the greenhouse gases methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O) produced in agricultural soils by microbiological processes. These processes are influenced by a complex interaction of several environmental- and soil related factors. Sugar beet production poses a potential risk for high gas emissions due to soil compaction which increases the risk of flooding. Neither flooded agricultural soils or sugar beet fields have been thoroughly studied in terms of gas emissions. Furthermore, the relationship between these gases and WFPS, a measure of soil water content, has not been sufficiently examined under such conditions.

The purpose of this study is to quantify the fluxes of CH_4 and N_2O from a partially flooded sugar beet field in Skåne during early spring and to examine the relationship between these gases and WFPS. A field study design was performed, measuring CH_4 and N_2O fluxes using non-steady-state chambers from five distances from the flooded water area and also gathering data of soil- and weather factors. In total, eight gas measurements were performed during a 19-day period.

The results showed that the soil had acted as a methane sink since CH_4 flux were negative for all distances. This means that the soil had been too aerobic for CH_4 -production to take place even though the soil had high water content, which could be explained by the groundwater getting oxygenated by precipitation or by a nearby drainage pump. The regression analysis found no correlation between WFPS or any gas flux but the results could have been affected by a calculation error in WFPS values due to insufficiently dried soil samples. There was however a negative correlation between Volumetric Water Content (VWC) and N_2O , which shows an impact of water content on N_2O emissions. The emissions of N_2O increased with greater distance from the flooded area, but the water level at which denitrification ceases has probably not been reached. This suggests that emissions could be even higher at greater distances. Furthermore, the measurement period only lasted for 19-days which represents about 1/3 of the local flooding period meaning that the total emissions of N_2O likely was even higher. Flooded agricultural soils may therefore pose a risk for high emissions of N_2O .

Keywords: CH_4 , Methane, N_2O , Nitric oxide, Emissions, Flux, WFPS, VWC, Flooded agricultural soil, Sugar beet field, Sugar beets

Innehållsförteckning

Förkortningar och definitioner	7
1. Introduktion	8
1.1 CH ₄ och N ₂ O i jordbruksmark	9
1.2 Översvämmad jordbruksmark och WFPS	10
1.3 Syfte, frågeställningar och hypotes.....	11
2. Material och metod	12
2.1 Fältbeskrivning	12
2.2 Försöksupplägg.....	13
2.3 Datainsamling	15
2.3.1 Gasmätningar	15
2.3.2 Mätningar av vattenhalt och marktemperatur	17
2.3.3 Jordprovtagning och jordanalyser	17
2.3.4 Meteorologisk data	18
2.4 Beräkningar.....	18
2.4.1 Total gasflux.....	18
2.4.2 CO ₂ -eq.....	19
2.4.3 WFPS (%).....	19
2.5 Statistik.....	20
3. Resultat	21
3.1 Markfaktorer	21
3.2 Väderfaktorer	21
3.3 Gasflux	22
3.3.1 CH ₄	22
3.3.2 N ₂ O	23
3.3.3 CO ₂	24
3.4 WFPS.....	26
4. Diskussion	28
4.1 Resultatdiskussion	28
4.1.1 CH ₄ -flux.....	28
4.1.2 N ₂ O-flux	30
4.2 Metoddiskussion	32
4.2.1 Styrkor och begränsningar med metoden	32

4.2.2	Problem med vattenackumulering i ramarna	32
4.2.3	Felaktiga WFPS-värden.....	33
4.2.4	Begränsningar i mätpunkternas variation	34
5.	Slutsatser	35
	Referenser.....	36
	Bilaga 1	41

Förkortningar och definitioner

CH ₄	Metan
CO ₂	Koldioxid
CO ₂ -eq	Koldioxidekvivalenter
Emissioner	Utsläpp
Flux	En rörelse (ett flöde) av materia (t.ex. gas), värme eller energi från en plats till en annan, eller från ett medium (t.ex. mark) till ett annat (t.ex. atmosfären) (IPCC 2023a). Riktningen på flödet är ospecificerat och kan alltså innebära både utsläpp och upptag.
N ₂ O	Lustgas
VWC	Volumetric Water Content. Vatteninnehåll per totalvolym.
WFPS	Water Filled Pore Space. Vatteninnehåll per porvolym.

1. Introduktion

Klimatet förändras idag på ett sätt som avviker från de naturliga variationerna, eftersom de nuvarande förändringarna är både mer omfattande och sker i snabbare takt (IPCC 2023b). Globalt har klimatförändringarna lett till bland annat ökade temperaturer i hav och luft, höjda havsnivåer, havsförsurning och extrema väderhändelser (IPCC 2023c). I Europa har de lett till bland annat ökat antal värmeböljor, minskat antal köldperioder och frostdagar, krympande glaciärer, kustöversvämningar och ökad nederbörd i norra Europa (IPCC 2023d).

Följderna av klimatförändringarna har negativa effekter på både naturliga ekosystem och mänskliga system över hela världen (IPCC 2023e). Ekosystemen drabbas av exempelvis habitatförluster och minskad biologisk mångfald, medan de mänskliga systemen påverkas av minskad mat- och vattensäkerhet samt får negativa ekonomiska konsekvenser. För att minska risken för ännu allvarligare effekter finns sedan 2015 uttalade globala mål för att bekämpa klimatförändringarna, både genom FN:s Agenda 2030 med dess 17 globala mål (FN 2023) och genom Parisavtalet, som är ett rättsligt bindande internationellt klimatavtal med syfte att begränsa ökningen av den globala medeltemperaturen till långt under 2 °C (UNFCCC u.å.).

Klimatförändringarna orsakas av antropogena (från mänsklig aktivitet) faktorer (IPCC 2023f), som leder till en ökad koncentration av växthusgaser i atmosfären (IPCC 2023e). De tre viktigaste antropogena växthusgaserna är koldioxid (CO₂), metan (CH₄) och lustgas (N₂O) (IPCC 2023g). Av de globala antropogena utsläppen står jordbruket för nästan 50 % av CH₄-emissionerna och 75 % av N₂O-emissionerna (Tubiello et al., 2022), vilket gör att jordbruket har en viktig roll i arbetet mot klimatförändringarna.

Gaserna har olika värmeabsorberande förmåga och livslängd i atmosfären, så för att kunna jämföra de olika gaserna med varandra omvandlas deras klimatpåverkan till koldioxidekvivalenter (CO₂-eq). Vid omvandlingen används gasernas global warming potential (GWP), som är ett index på hur värmeabsorberande en växthusgas är i förhållande till CO₂ för en bestämd tidsperiod (IPCC 2013), vanligtvis används 100 år (GWP100). För GWP100 har CO₂ referensvärdet 1, CH₄ har värdet 34 och N₂O värdet 298 (IPCC 2013). Eftersom CH₄ och N₂O har en betydligt större klimatpåverkan per enhet än CO₂, och jordbruket står för en stor del av de globala utsläppen av dessa gaser, är det särskilt viktigt att kontrollera utsläppen av CH₄ och N₂O inom jordbruket.

1.1 CH₄ och N₂O i jordbruksmark

En källa till emissioner av CH₄ och N₂O inom jordbruk är jordbruksmarken. CH₄ och N₂O från jordbruksmark bildas genom mikrobiologiska processer, och är produkter i olika mikroorganismers metabolism. CH₄ bildas genom en process som kallas metanogenes och utförs av strikt anaeroba arkéer (Madigan et al. 2021), dvs. arkéer som tar skada av eller inte kan leva i närvaro av syre. Vid metanogenes bildas CH₄ antingen genom att väte (H₂) reducerar CO₂ till CH₄, enligt formeln: $CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$, eller genom att acetat spjälkas till metan och koldioxid, enligt: $CH_3COO^- + H^+ \rightarrow CH_4 + CO_2$ (Madigan et al. 2021). Substraten, CO₂ och acetat, som används vid metanogenes kommer från nedbrytningen av organiskt material. CH₄ är praktiskt taget olösligt i vatten och diffunderar därför snabbt till syresatta miljöer, i vilka CH₄ antingen frisätts till atmosfären, eller konsumeras i marken i en process som kallas metanotrofi (Madigan et al. 2021).

I processen metanotrofi konsumeras CH₄, och CO₂ bildas som slutprodukt (Madigan et al. 2021). CH₄ oxideras framförallt aerobt, enligt formeln: $CH_4 \rightarrow CH_3OH \rightarrow CH_2O \rightarrow HCOO^- \rightarrow CO_2$ men en liten del kan även oxideras anaerobt, enligt formeln: $CH_4 + SO_4^{2-} + H^+ \rightarrow CO_2 + HS^- + 2H_2O$ (Madigan et al. 2021). Den aeroba metanotrofin utförs av aeroba bakterier, medan den anaeroba metanotrofin utförs av anaeroba bakterier tillsammans med anaeroba arkéer (Serrano-Silvia et al. 2014).

N₂O bildas genom processerna nitrifikation och denitrifikation. Vid aeroba förhållanden bildas N₂O genom nitrifikation och vid anaeroba förhållanden bildas N₂O genom denitrifikation (Madigan et al. 2021). Ursprungssubstratet vid N₂O-produktion kommer från nedbrytningen av organiskt material. Det organiska kvävet i materialet bryts, genom processen ammonifikation, ner till ammoniak (NH₃) (Madigan et al. 2021). Vid nitrifikation används NH₃ som substrat, som vanligtvis reduceras till nitrat (NO₃⁻) enligt reaktionen: $NH_3 + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + H^+ + H_2O$ (Madigan et al. 2021). Men när N₂O bildas genom nitrifikation sker processen på ett alternativt sätt som istället resulterar i N₂O, exakt hur detta går till finns det dock begränsad kunskap om i dagsläget (Soler-Jofra et al. 2021). Vid denitrifikation används NO₃⁻ som substrat, vilket reduceras till N₂O enligt reaktionen: $2NO_3^- + 10e^- + 12H^+ \rightarrow 2N_2O + 6H_2O$ (Madigan et al. 2021). I syrefattiga miljöer konsumeras en del N₂O, slutprodukten blir då istället N₂.

De mikrobiologiska processerna som producerar CH₄ och N₂O i marken påverkas av ett komplext samspel mellan flera miljö- och markrelaterade faktorer (Madigan et al. 2021). Temperatur, vattentillgång och syrekonzentration är centrala förutsättningar som påverkar vilka mikroorganismer som gynnas och därmed vilka processer som kan ske (Madigan et al. 2021; Serrano-Silvia et al. 2014; Signor & Cerri 2013). Även markens fysikaliska och kemiska egenskaper, såsom pH, C/N-kvot, mullhalt och jordstruktur, har stor betydelse för processerna (Serrano-Silvia et al. 2014; Signor & Cerri 2013). Dessa egenskaper kan i sin tur påverkas av

skötselmetoder, såsom plöjning, gödsling och grödval, vilket ytterligare ökar komplexiteten.

1.2 Översvämmad jordbruksmark och WFPS

Socketbetsodling utgör en potentiell risk för höga emissioner av CH₄ och N₂O från jordbruksmark, eftersom den ofta leder till markpackning. Socketbetor är en betydelsefull gröda för svenska lantbruk och en av få grödor som Sverige är självförsörjande på (Betodlarna u.å.). Över 90 % av socketbetorna odlas i Skåne (Betodlarna u.å.), där skörden pågår från mitten av september till slutet av november (Nordic Sugar 2024). Under denna period är det ofta blöta förhållanden som råder till följd av höstens stora nederbörds mängd.

Ett känt problem med socketbetsodling är att skörden orsakar markpackning (Arvidsson 2001; Håkansson 2005). Markpackning orsakas primärt till följd av användningen av tunga maskiner, tung last och det höga antalet fältövergångar som krävs (Arvidsson 2001; Håkansson 2005; Magdoff & Es 2021), men risken för markpackning är särskilt stor när marken innehåller mycket vatten (Arvidsson 2001; Håkansson 2005; Magdoff & Es 2021).

Vid markpackning pressas jordaggregat eller enskilda markpartiklar samman, vilket gör att jordens bulkdensitet ökar och att porvolymen minskar (Magdoff & Es 2021; Nawaz et al. 2013). Framförallt minskar markens makroporer, vilket innebär att marken får färre luftfyllda porer och därmed sämre syresättning (Magdoff & Es 2021; Nawaz et al. 2013). Samtidigt ökar markens vattenhållande förmåga (Magdoff & Es 2021) medan vatteninfiltreringsförmågan minskar (Nawaz et al. 2013). Under sådana vattenrika förutsättningar kan syret i marken snabbt konsumeras av mikroorganismer, vilket leder till anaeroba förhållanden (Madigan et al. 2021).

Syrefattiga förhållanden i översvämmad mark påverkar de mikrobiella processerna på flera sätt. Metanogenes, som uppstår i våta och syrefattiga miljöer ökar (Smith et al. 2018), medan metanotrofi, som är en aerob process, generellt minskar när vatteninnehållet ökar (Serrano-Silvia et al. 2014). Nitrifikation är den huvudsakliga processen för N₂O-produktion när vatteninnehållet är lägre, därefter blir huvudprocessen denitrifikation fram till vatteninnehållet är väldigt högt, då konsumeras istället N₂O och slutprodukten blir N₂ (Signor & Cerri 2013). Högst N₂O-emissioner uppstår när marken växlar mellan fukt- och torrperioder (Signor & Cerri 2013). Dessa växlande förhållanden skulle kunna tänkas uppstå under våren från översvämmad jordbruksmark eftersom sådan mark under denna period stegvis torkas upp samtidigt som den stundtals återväts till följd av nederbörd.

Ett sätt att ta reda på vatteninnehållet i marken är det beräknade måttet andelen vattenfyllda porer (water filled pore space, WFPS), som anger förhållandet mellan vatten och luft i markporerna, uttryckt i % mellan 0 och 100 (Hestia u.å.). Ju högre

WFPS, desto mindre luft innehåller markens porer (Signor & Cerri 2013). Vid olika nivåer av WFPS sker en gradvis övergång från aeroba till anaeroba processer. Tidigare studier har identifierat specifika tröskelvärden för dessa övergångar. Vid låga WFPS-värden sker aeroba processer, men vid ca 60 % WFPS begränsas dessa kraftigt (Linn & Doran 1984). WFPS mellan 78 och 90 % indikerar istället anaerob metabolism (Linn & Doran 1984).

Trots att tidigare forskning har visat att vatteninnehållet påverkar emissionerna av CH_4 och N_2O från jordbruksmark (Mojeremane 2013) är detta samband knappt undersökt på översvämmad jordbruksmark eller sockerbetsfält. Eftersom klimatförändringarna förväntas leda till blötare höstar och vintrar, är det särskilt viktigt att öka kunskapen om gasemissioner i dessa situationer.

1.3 Syfte, frågeställningar och hypotes

Syftet med denna studie är att kvantifiera emissionerna av metan (CH_4) och lustgas (N_2O) från ett delvis översvämmat sockerbetsfält i Skåne under tidig vår, samt att ta reda på sambandet mellan emissionerna och WFPS vid dessa förhållanden, för att öka förståelsen för CH_4 - och N_2O -emissioner från översvämmad jordbruksmark.

Frågeställningarna var:

1. Hur stora är emissionerna av CH_4 och N_2O från ett delvis översvämmat sockerbetsfält i Skåne under tidig vår och hur varierar de under mätperioden och över fältet?
2. Hur påverkar andelen vattenfyllt porutrymme (WFPS) emissionerna av CH_4 och N_2O ?

Hypoteserna var:

1. Emissionerna av CH_4 kommer att vara högst nära den öppna vattenytan och gradvis minska med ökat avstånd därifrån, medan emissionerna av N_2O tvärtom kommer att öka med avståndet från den öppna vattenytan. Emissionerna av CH_4 kommer att minska successivt under mätperioden, allteftersom marken torkar upp, medan emissionerna av N_2O kommer att öka.
2. Emissionerna av CH_4 och N_2O kommer att korrelera positivt respektive negativt med andelen vattenfyllt porutrymme (WFPS).

2. Material och metod

I den här studien genomfördes ett fältförsök för att mäta CH₄- och N₂O-flux från ett delvis översvämmat sockerbetsfält. Fältförsöket pågick under 19 dagar, från den 28 mars till den 15 april 2024 och mätningarna utfördes vid olika avstånd från vattenytan i en översvämmade del av fältet. Utöver gasmätningarna samlades även information om mark- och väderförhållanden in.

Begreppet "översvämningen" används i detta arbete för att beskriva både det område där vattenytan var synlig, ovan mark, och övergångszonen mellan vattenytan och den mer väl-dränerade marken längre bort från vattenytan.

2.1 Fältbeskrivning

Försöksfältet var beläget på Alnarps egendom i Skåne (55°39'N, 13°04'E). Fältet valdes utifrån tre kriterier: det skulle ligga i Skåne, den senast odlade grödan skulle vara sockerbetor, och marken skulle vara delvis översvämmad. Genom att uppfylla dessa kriterier ansågs fältet vara representativ för typiska skånska sockerbetsfält avseende jordart, väderförhållanden, markpackning och kvävetillgång från skörderester.

Fältet hade en svag lutning som planade ut i fältets södra del, i anslutning till en asfalterad väg (*Figur 1*). Denna flackare del hade under vintern blivit översvämmad. I översvämningen fanns en dräneringspump, vars placering i förhållande till försöksområdet är markerad i *Figur 2*.

Sedan betupptagningen i början av november 2023 hade fältet varit obevuxet och oplöjt. På fältet hade det tidigare odlats uteslutande annuella grödor i en växtföljd där sockerbetor ingår. På fältet fanns kvarlämnade sockerbetsrester, framförallt ovanpå markytan (*Figur 1*), men inga större bitar förekom vid mätpunkterna.



Figur 1. Försöksfältet där mätningarna utfördes. Fältets södra del var översvämmad, på fältet fanns även en del kvarlämnade sockerbetsrester på markytan.

2.2 Försöksupplägg

Försöket var upplagt i tre rader med fem grupper i vardera rad, totalt 15 mätpunkter (*Figur 2*). Alla rader placerades på samma fält med fyra meters mellanrum. De fem grupperna (A-E) delades in efter deras avstånd till översvämningens vattenyta, där grupp E var närmast översvämningens vattenyta och grupp A var längst ifrån.

Vid varje mätpunkt placerades en stålram i marken ner till 20 cm djup (*Figur 3 och 4*), så att rännorna på stålramarnas ovansida hamnade i nivå med markytan. Den första ramen i varje rad placerades direkt vid översvämningens vattenyta och de övriga fyra ramarna placerades med två meters mellanrum i riktning bort från vattenytan. Med denna placering var mätpunkterna fördelade längs en förväntad vattengradient i marken. Stålramarna placerades i marken innan försökets start och var kvar i market under hela försöksperioden.



Figur 2. Försöksfältet ovanifrån som visar provtagningsområdet i relation till översvämningen (Google Earth 2024). Det blå strecket representerar översvämningens vattenyta, den svarta rektangeln motsvarar mätområdet, den orangea pricken visar pumpens placering och bokstäverna A-E representerar de olika mätpunkterna indelade i fem grupper.



Figur 3. Mätpunkterna under fältförsöket. Ramarna placerades på fem olika avstånd (A-E) från vattenytan.



Figur 4. Ramar som användes i fältförsöket. Ramen till vänster är placerad vid område A och ramen till höger är placerad vid område E.

2.3 Datainsamling

2.3.1 Gasmätningar

Gasmätningarna gjordes vid totalt åtta tillfällen mellan den 28 mars och 15 april 2024, vid följande datum: 28/3, 30/3, 1/4, 3/4, 5/4, 7/4, 11/4 och 15/4. Gasmätningarna gjordes med statiska kammare. Principen bakom metoden är att skapa en sluten miljö över en markyta för att därifrån kunna mäta gasfluxen, dvs. gasutbytet mellan marken och atmosfären. När kammaren står över marken kommer gaserna, som emitteras från marken, samlas upp inuti kammaren där koncentrationen av dessa kommer att öka (**Figur 5**). Genom att mäta hur snabbt koncentrationerna av olika gaser ökar inuti kammaren kan gasfluxen från marken räknas ut.

Mätutrustningen bestod av två huvudsakliga delar: en kammardel och en stålram. Kammardelen (0,564 x 0,564 m, höjd 1 m) (**Figur 6**) var utrustad med en spiralventil för tryckutjämning, en fläkt på insidan för att säkerställa en jämn gaskoncentration samt ett provuttag dit en pump kunde anslutas. Stålramarna hade en ränna där kamrarna placerades vid mätningarna. Rännan hölls vattenfylld för att skapa en gastät barriär mellan kammarens in- och utsida, så att gaser inte skulle läcka ut eller in från kammaren.

Provuttaget var placerat i kammarens ovandel och bestod av en gummipropp med två hypodermiska nålar som stack igenom proppen (**Figur 6**). Via dessa nålar kunde två av pumpens slangar anslutas, och i pumpens andra ände fanns kortare slangar med ytterligare två hypodermiska nålar påkopplade. Till dessa två nålar kunde en 6 ml glasflaska (Exetainer®, Labco, UK) anslutas genom att nålarna stacks igenom membranet i provflaskornas lock. Med hjälp av ett batteri, som kopplades till pumpen, kunde luften från kammarens insida cirkuleras till provflaskorna.

Mätningarna gjordes radvis med fem kamrar som flyttades mellan raderna. Innan mätningarna började så rengjordes rännorna och fylldes med vatten. Därefter kontrollerades alla kamrarna för att försäkra att de var hela. Mätningarna inleddes med att gummiproppen plockades bort och att varje kammare ventilerades genom att svingas fram och tillbaka tre gånger, innan den försiktigt placerades på ramen. Därefter sattes gummiproppen tillbaka och pumpen anslöts till kammaren. Efter exakt 1 min togs det första provet (T1) genom att luften cirkulerades under 60 sekunder, detta för att säkerställa att all luft i provflaskorna var utbytt. Därefter upprepades proceduren för resterande fyra ramar inom raden. När 60 min hade gått från det att första provet tagits så togs det andra provet (T61) från samma kammare, för vardera ram inom raden. När mätningarna i den första raden var avklarade kontrollerades fläktarna i alla kammare innan samma procedur upprepades för rad två och tre.

Den kemiska analysen av proverna gjordes med en gaskromatograf (HP7890A, Agilent, Wilmington, USA) på ett laboratorium på Köpenhamns Universitet. Proverna analyserades med avseende på CH_4 och N_2O , men även för CO_2 . Anledningen till att även CO_2 analyserades var att den gasen kan användas för att bättre tolka proverna av CH_4 och N_2O . Detta eftersom CO_2 bildas i aeroba miljöer, antingen vid respiration eller när organiskt material bryts ner, eller vid aerob metanotrofi. Därför kan mätning av CO_2 -emissioner ge en indikation om hur syresatt marken är. Vid gaskromatografi separeras först de olika gaserna och detekteras därefter var för sig. Signalen från detektorn skapar ett kromatogram som man använder för att kvantifiera koncentrationen av varje gas.



Figur 5. Kamrarna och deras placering under pågående gasmätning. Närmast i bild är grupp A och längst ifrån är grupp E.



Figur 6. Bilden till vänster visar mätutrustningen under pågående gasmätning och bilden till höger pumpen som cirkulerade luften från kammarens insida till provröret genom gummiproppen (röd) på kammarens ovsida.

2.3.2 Mätningar av vattenhalt och marktemperatur

Volymetrisk vattenhalt

Den volymetriska vattenhalten (volumetric water content, VWC) mättes med en TDR-mätare (Fieldscout TDR 300, Specmeters, Aurora, USA) vid åtta tillfällen, i samband med gasmätningarna. Mätningarna utfördes på markdjupet 0-12 cm. Vid varje mätning gjordes två mätningar utanför ramen, ca 2-12 cm från ramens kant. Från och med det sjätte mättillfället gjordes även två mätningar inuti ramen, eftersom vattnet efter regn blev stående längre inuti ramarna än utanför, vilket gjorde att mätvärdena utanför ramarna inte längre representerade markfukten inuti. Mätningarna inuti ramarna gjordes vid den torraste respektive blötaste punkten.

Marktemperatur

Marktemperaturen mättes både automatiskt och manuellt. För de automatiska mätningarna användes nedgrävda miniloggrar (Tinytag Plus 2, TGP-4017, Gemini Data Loggers Ltd., UK) som mätte en gång i timmen, medan de manuella mätningarna gjordes med en digital termometer i samband med de åtta gasmätningarna. Totalt användes 15 loggrar som grävdes ner före mätperiodens början och var kvar i marken till efter mätperiodens slut. Dessa placerades på 5-8 cm djup, ca 15 cm från ramarnas utsida. Mätningarna med den digitala termometern gjordes på 10 cm djup, vid två punkter nära TDR-mätningarna. Liksom för VWC gjordes även två mätningar inuti ramarna från och med det sjätte mättillfället, även de vid den torraste respektive blötaste punkten.

2.3.3 Jordprovtagning och jordanalyser

Volymbestämda jordprover samlades in den 16 april, dagen efter sista mättillfället, för att bestämma markens jordart och mullhalt samt ta reda på pH, C-total, N-total och volymvikt. Totalt togs 15 prover, ett från centrum av varje mätpunkt. Jordproverna togs från markens översta 10 cm med en stålcyllinder (volymen 400 cm³, ϕ 7.1cm, höjd 10 cm). Vid jordprovtagningen slogs cylindern ner i marken och grävdes därefter fram så att proverna kunde tas upp intakta. Jordproverna förbereddes för analyserna genom att vägas och därefter torkas i 105 °C i 17 timmar.

Jordart

Jordarten bestämdes för varje rad med det s.k. ”burktestet”. Inför testet blandades lika mängder jord från de fem mätpunkterna inom varje rad till tre jordblandningar. Blandningarna mortlades och siktades genom en 2 mm-sikt innan de blandades med vatten (förhållande 1:3) i ett långsmalt mätglas. En liten mängd

pulveriserat maskindiskmedel tillsattes och därefter skakades varje mätglas under 15 min innan det ställdes ner på ett plant underlag. Efter 1 min, 120 min och 3 dygn avlästes mängden sedimenterat material.

Mullhalt

Mullhalten bestämdes för varje mätpunkt genom härledning från glödförlust efter glödning i muffelugn. Jordproverna glödgades i 550 °C i 3 h så att allt organiskt material bränts bort. Jordproverna vägdes före och efter glödningen, och differensen motsvarade glödförlusten. Glödförlusten multiplicerades med korrekststal för jordarten för att korrigera för det hårt bundna vattnet som avgått (*Bilaga 1*).

pH

Jordens pH mättes för varje mätpunkt med en pH-mätare (Fisherbrand Accumet AB150, Fisher Scientific, USA). Jordproverna förbereddes genom att blanda jord och avjoniserat vatten i förhållandet 1:2. Därefter blandades proverna med hjälp av en vortexblandare i 2 timmar innan pH-värdet lästes av när det hade stabiliserats.

C-total och N-total

Totalkol (C-total) och totalkväve (N-total) analyserades med en elementaranalysator (FLASH 2000 NC Analyzer, Thermo Scientific, USA). Vid analysen användes jord från varje rad, där jord från varje mätpunkt inom raden blandats ihop till ett prov. För varje rad gjordes två prover, totalt 6 prover analyserades.

2.3.4 Meteorologisk data

Medeltemperatur och lufttryck hämtades från väderstationen ”Alnarp” på SITES Lönnstorps forskningsstation (LantMet u.å.) för de datum och tider då gasmätningarna gjordes. Medeltemperaturen mättes vid 0,2 m över marken. För både medeltemperatur och lufttrycks beräknades ett medelvärde för de timmar som gasmätningarna gjordes för vardera rad.

2.4 Beräkningar

2.4.1 Total gasflux

För att ta reda på gasernas totala flux-värden beräknades kumulativa medelvärden för hela mätperioden. För att kunna räkna ut de kumulativa medelvärdena behövdes först gasflux räknas ut för varje mätpunkt vid varje mättillfälle. Gasflux uttryckt i g/ha/d beräknades för CH₄, N₂O och CO₂ med hjälp av formeln:

$$F_{g/ha/dag} = \frac{\Delta C}{1000000} \cdot \frac{P \cdot H}{(273.15 \cdot T) \cdot R} \cdot M \cdot \frac{24}{\Delta t} \cdot 10000$$

där ΔC är skillnaden i gaskoncentration mellan T1 och T61, uttryckt i ppm, P är lufttryck (Pa), H är kammarhöjden (1 m), 273.15 är omvandlingsfaktorn för temperatur från Celsius ($^{\circ}\text{C}$) till kelvin (K), T är lufttemperaturen ($^{\circ}\text{C}$), R är gaskonstanten (8.3145) M är molmassan för gasen (12.011 för CH_4 , 28.0134 för N_2O och 12.011 för CO_2) och Δt är tidsintervallet mellan mätningarna (1 h). För lufttryck och temperatur användes de insamlade meteorologiska värdena för de tidpunkter som gaserna mättes. För att beräkna de kumulativa värdena för CH_4 , N_2O och CO_2 mellan de olika mättillfällena användes linjär interpolering mellan mättidpunkterna enligt formeln:

$$E_i = \frac{F_{t_i} + F_{t_{i+1}}}{2} \cdot (t_{i+1} - t_i)$$

där $F_{t_i} + F_{t_{i+1}}$ är gasfluxen vid två efterföljande mättillfällen och $(t_{i+1} - t_i)$ är längden på tidsintervallet (antal dagar) mellan de två mättillfällena. För att beräkna de kumulativa medelvärdena för hela mätperioden summerades gasfluxen för alla dagar.

2.4.2 CO_2 -eq

CO_2 -eq räknades ut för CH_4 , N_2O och CO_2 med hjälp formeln:

$$\text{CO}_2\text{-eq} = \frac{\text{gasens massa}}{\text{gasens GWP-värde}}$$

där de beräknade kumulativa medelvärdena för gasflux användes för *gasens massa*. För *gasens GWP-värde* användes 34 för CH_4 , 298 för N_2O och 1 för CO_2 , enligt värdena som anges för GWP100 i (IPCC 2013).

2.4.3 WFPS (%)

För att kunna räkna ut WFPS-värdena behövdes först torr skrymdensitet och porositet beräknas. Torr skrymdensitet räknades ut med hjälp av formeln:

$$\text{Torr skrymdensitet} = \frac{\text{torrvikt jord}}{\text{jordvolym}}$$

där *jordvolym* var densamma som cylinderprovets volym och *torrvikt jord* var jordvikten efter torkning i torkskåp. Därefter räknades porositet ut genom formeln:

$$\text{porositet} = 1 - \left(\frac{\text{Torr skrymdensitet}}{KD} \right)$$

där KD är kompaktdensitetstandarden (2.65 g/cm^3). Därefter räknades WFPS (%) ut, för varje mätpunkt vid varje mättillfälle, genom formeln:

$$\text{WFPS (\%)} = \frac{VWC}{\text{porositet}}$$

där VWC är de värden som mätts upp i fält för varje mätpunkt.

2.5 Statistik

Alla statistiska tester genomfördes i SPSS (IBM Corp., 2024. *IBM SPSS Statistics for Windows, Version 29.0.2*. Armonk, NY: IBM Corp.). För datainsamling, beräkningar och visualisering av datan användes Microsoft Excel (Microsoft Corporation, 2021. *Microsoft Excel for Windows, Version 2021*. Redmond, WA: Microsoft Corporation). Signifikansnivån sattes till $p < 0.05$ för samtliga tester.

Alla variabler (CH_4 -flux, N_2O -flux, VWC, marktemperatur miniloggar ($^{\circ}\text{C}$), marktemperatur manuell ($^{\circ}\text{C}$), mullhalt, pH, C/N-kvot och WFPS (%)) behandlades som kontinuerliga variabler på intervall- eller kvotskala. Vid visuell kontroll hittades inga saknade värden eller extremvärden. För statistiska analyser av gaserna användes kumulativa medelvärden som lägesmått samt standardfel (Standard error, SE) och variationskoefficient (CV) som spridningsmått. För WFPS (%) användes medelvärden som lägesmått samt SE och CV som spridningsmått. Medelvärden och standardavvikelser beräknades för varje rad för pH, mullhalt och C/N-kvot, medan de beräknades för varje mätpunkt för båda marktemperaturvariablerna och VWC.

De spatiala variationerna av CH_4 och N_2O testades statistiskt i en variansanalys (ANOVA), där de kumulativa medelvärdena av CH_4 -flux, N_2O -flux och CO_2 -flux jämfördes för de olika grupperna (A-E). Signifikanta testresultat kompletterades med Post-hoc testet Tukey's HSD för att ta reda på mellan vilka grupper som skillnaderna fanns.

För att ta reda på korrelationen mellan gaserna (CH_4 och N_2O) och WFPS (%) genomfördes en multipel linjär regression. I analysen användes CH_4 -flux och N_2O -flux som beroende variabler, medan WFPS (%), VWC, marktemperatur loggar ($^{\circ}\text{C}$), marktemperatur manuell ($^{\circ}\text{C}$), pH och mullhalt användes som förklarande variabler.

För att ta reda på om det fanns någon skillnad i WFPS mellan de olika grupperna (A-E) gjordes ett ANOVA-test. I analysen jämfördes medelvärdena för WFPS för de olika grupperna. Analysen kompletterades med Post-hoc testet Tukey's HSD för att ta reda på mellan vilka grupper som skillnaderna fanns.

3. Resultat

3.1 Markfaktorer

Jordarten på försöksplatsen var en något mullhaltig lerig morän. Sandhalten var mellan 39.2-44.5 %, silthalten mellan 44.5-48.0 % och lerhalten mellan 11.1-13.1 %. Medelvärdet för C/N-kvoten var 12.8 på försöksplatsen, men varierade mellan 11.3 och 13.8. Tot-C (%) varierade mellan 1.840 och 1.908 och Tot-N (%) varierade mellan 0.138 och 0.166.

Medelvärdena för pH varierade mellan 6.5 och 6.9, lägst hade grupp E och högst grupperna B och D (**Tabell 1**). Medelvärdena för mullhalten varierade mellan 2.5 och 3.0 (**Tabell 1**), där den lägsta mullhalten fanns i grupp A och den högsta i grupperna D och E.

Tabell 1. Medelvärden för pH, mullhalt (%) och marktemperatur, loggrar (°C). Bokstäverna A–E representerar gruppernas olika avstånd från översvämningens vattenyta, där grupp E är närmast och grupp A är längst bort.

Omgivningsfaktorer	A	B	C	D	E
pH	6.8	6.9	6.7	6.9	6.5
Mullhalt (%)	2.5	2.8	2.8	3.0	3.0
Marktemp., loggrar (°C)	9.78	9.93	9.79	9.72	9.87

3.2 Väderfaktorer

Den totala nederbörden för hela mätperioden (19 dagar) uppgick till 35.4 mm. Under mätperiodens första dagar var nederbörden relativt låg, från dag 6-9 var den som högst och under de sista 10 dagarna var den som lägst (**Figur 8e**). Vid mättillfälle 5 noterades att ramarna helt eller till större del hade vatten stående över markytan vilket kvarstod vid mättillfälle 6 och 7, men inte 8.

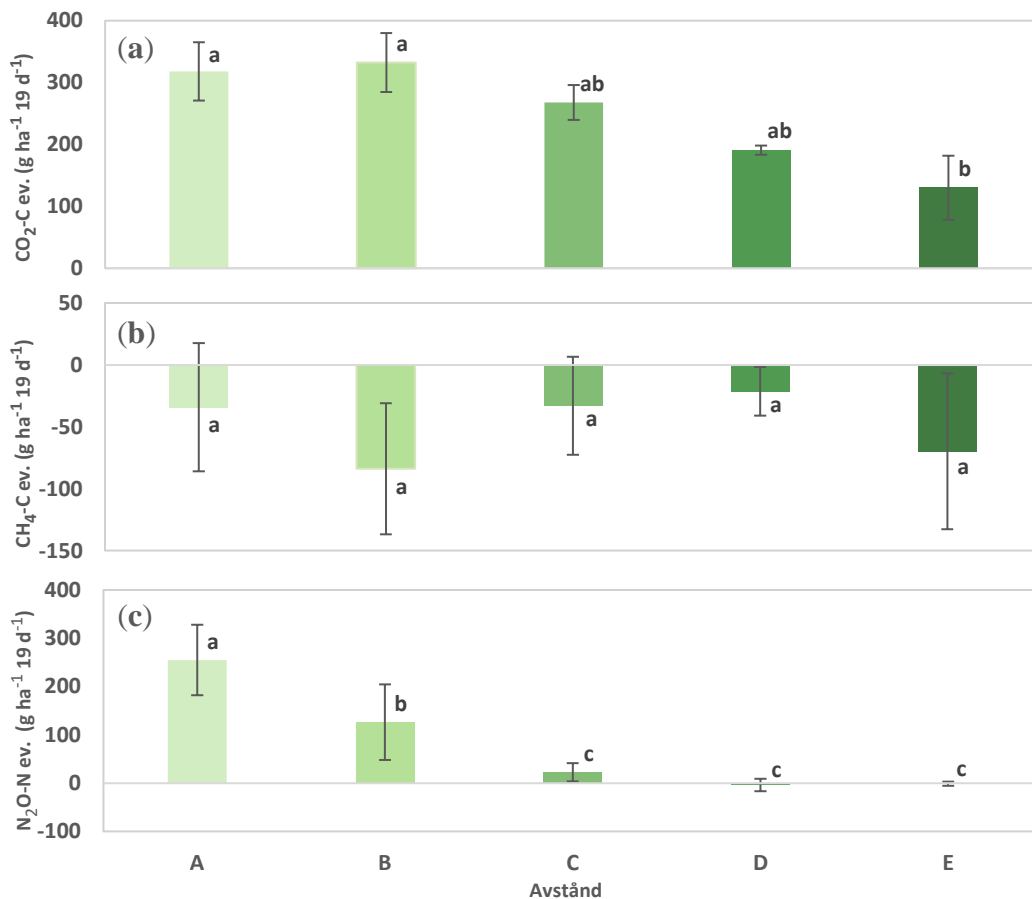
Lufttemperaturen (°C) för hela perioden varierade mellan -0.5 och +21.20, minusvärden är endast uppmätta under 4 h natten mellan dag 7 och 8 (den 3:e april). Marktemperaturen (°C) i medelvärde var likvärdig för alla grupper (**Tabell 1**). För hela perioden varierade marktemperaturen för loggrarna mellan +2.19 och +15.85, inga minusvärden uppmättes (**Figur 8d**).

3.3 Gasflux

3.3.1 CH₄

De kumulativa medelvärdena för CH₄-emissionerna under 19-dagarsperioden var negativa för samtliga grupper (**Figur 7b**) och varierade mellan -21 och -84 g ha⁻¹ 19 d⁻¹. Omvandlat till CO₂-eq motsvarade de, ordnade från högsta till lägsta: D - 725, C -1120, A -1164, E -2373 respektive B -2854 g ha⁻¹ 19 d⁻¹.

Trots att D, C och A hade något högre CH₄-värden än E och B, fanns det ingen signifikant skillnad mellan några av grupperna (**Tabell 2b**). CH₄-flux fluktuerade under hela mätperioden kring nollnivån för samtliga grupper, utan att uppvisa något tydligt mönster över tid (**Figur 8b**). CV-värdena, ordnade från högsta till lägsta, var: A 262 %, C 208 %, D 159 %, E 156 % och B 109 %.



Figur 7. Kumulativa medelvärden och standardfel av gasflux för (a) CO₂-C, (b) CH₄-C och (c) N₂O-N för hela försöksperioden (2024-03-28 till 2024-04-15). Bokstäverna A–E representerar gruppernas olika avstånd från översvämningens vattenyta, där grupp E är närmast och grupp A är längst bort. Grupper med olika bokstäver skiljer sig signifikant från varandra ($p < 0.05$), medan samma bokstav innebär att det inte finns någon signifikant skillnad mellan grupperna.

3.3.2 N₂O

De kumulativa medelvärdena för N₂O-flux under 19-dagarsperioden var positiva för grupperna A, B och C, medan de var negativa för grupperna D och E (**Figur 7c**). Dessa värden varierade mellan -4 och +255 g ha⁻¹ 19 d⁻¹. Omvandlat till CO₂-eq motsvarade de, ordnade från högsta till lägsta: A 76 067, B 37 661, C 6 763, E - 360 och D -1 151 g ha⁻¹ 19 d⁻¹.

N₂O-flux var signifikant högre för grupp A jämfört med grupperna B (p = 0.041), C (p < 0.001), D (p < 0.001) och E (p < 0.001) (**Tabell 2c**). N₂O för grupp B var signifikant högre jämfört med grupperna C (p = 0.028), D (p < 0.001) och E (p = 0.001). N₂O-flux var nästan helt oförändrade kring nollnivån under hela mätperioden (**Figur 8c**). CV-värdena, ordnade från högsta till lägsta, var: E 638 %, D 576 %, C 141 %, B 107 % och A 50%.

Tabell 2a. Parvisa p-värden för jämförelse mellan grupperna (A-E) för CO₂-flux.

Avstånd	A	B	C	D	E
A	-	1.000	0.945	0.322	0.036*
B		-	0.880	0.246	0.026*
C			-	0.699	0.110
D				-	0.595
E					-

Tabell 2b. Parvisa p-värden för jämförelse mellan grupperna (A-E) för CH₄-flux.

Avstånd	A	B	C	D	E
A	-	0.994	0.990	0.879	1.000
B		-	0.902	0.657	0.996
C			-	0.990	0.985
D				-	0.857
E					-

Tabell 2c. Parvisa p-värden för jämförelse mellan grupperna (A-E) för N₂O-flux.

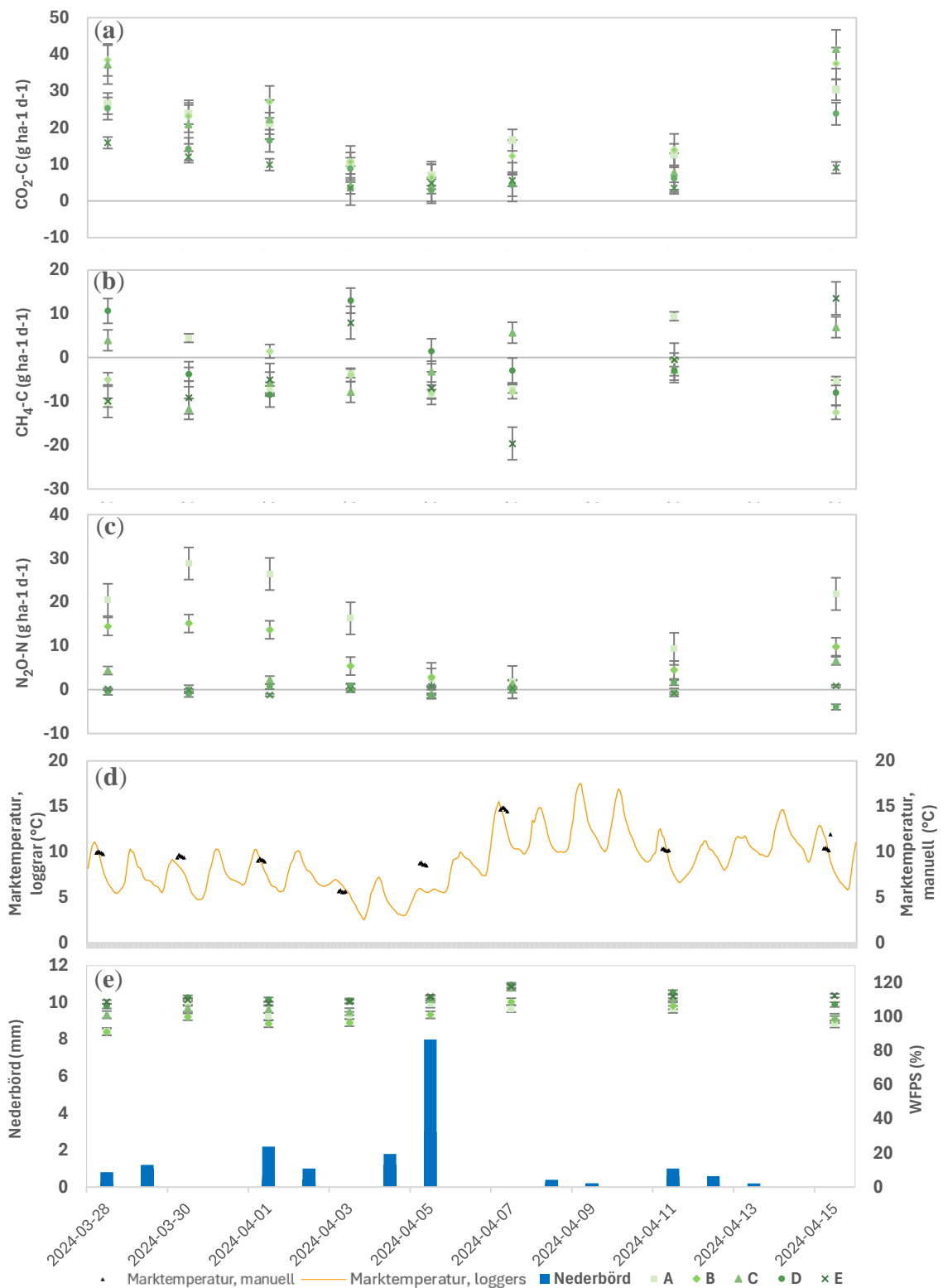
Avstånd	A	B	C	D	E
A	-	0.041*	<0.001***	<0.001***	<0.001***
B		-	0.028*	<0.001***	0.001**
C			-	0.378	0.856
D				-	0.929
E					-

Parvisa p-värden för jämförelse mellan grupperna A-E. (a) CH₄-flux (b) N₂O-flux och (c) CO₂-flux. Asterixtecken anger olika nivåer av statistisk signifikans: * (p < 0.05), ** (p < 0.01) och *** (p < 0.001).

3.3.3 CO₂

De kumulativa medelvärdena för CO₂-flux under 19-dagarsperioden var positiva för samtliga grupper (**Figur 7a**) och varierade mellan 130 och 332 g ha⁻¹ 19 d⁻¹. CO₂-flux var lägre från grupp E jämfört med grupperna A (p = 0.036) och B (p = 0.026) (**Tabell 2a**). Mellan övriga grupper fanns inte någon signifikant skillnad.

CO₂-flux följde över tid ett U-format mönster för samtliga grupper (**Figur 8a**). CV-värdena, ordnade från högsta till lägsta, var: E 69 %, A 26 %, B 25 %, C 18 % och D 7 %.



Figur 8. Medelvärden och standardfel av gasflux för (a) CO₂-C, (b) CH₄-C och (c) N₂O-N samt medelvärden av (d) marktemperatur, (e) WFPS och uppmätt nederbörd, för varje mättillfälle under hela försöksperioden (2024-03-28 till 2024-04-15). Bokstäverna A–E representerar gruppernas olika avstånd från översvämningens vattenyta, där grupp E är närmast och grupp A är längst bort. Värdena för WFPS är överskattade, eftersom dessa inte kan överstiga 100 %, men har ändå använts i den statistiska analysen (se metoddiskussionen, 4.2.3).

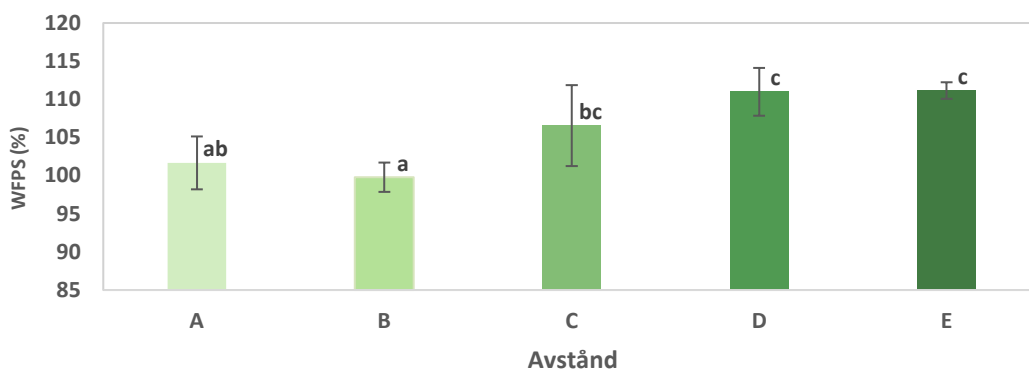
3.4 WFPS

Medelvärdena för WFPS under 19-dagarsperioden var höga för alla grupper (**Figur 9**) och uppvisade ingen tydlig gradient. Dock var WFPS-värdena orimligt höga, eftersom medelvärdena var mellan 99.8-111.2 %, trots att värden över 100 % inte är möjligt. Värdena har ändå använts, se metoddiskussionen, 4.2.3.

WFPS (%) var högre för grupp D jämfört med grupp B ($p < 0.001$) och A ($p < 0.001$), E var högre än B ($p < 0.001$) och A, samt att C var högre än B ($p = 0.019$) (**Tabell 3**). Mellan övriga grupper fanns inte någon signifikant skillnad. Generellt så var WFPS-värdena ungefär lika höga i slutet av perioden som vid periodens start (**Figur 8e**). CV-värdena, ordnade från högsta till lägsta, var: C 9 %, A 6 %, D 5 %, B 3% och E 2 %.

Regressionsanalysen för CH₄-flux visade ingen korrelation med någon av de oberoende variablerna: WFPS ($p = 0.883$), marktemperatur loggrar ($p = 0.336$), marktemperatur manuell ($p = 0.566$), pH ($p = 0.572$), mullhalt ($p = 0.532$), och VWC ($p = 0.587$). Den justerade R²-koefficienten var -0,033, vilket indikerar att variablerna tillsammans inte förklarar någon meningsfull andel av variationen i CH₄-flödet.

Regressionsanalysen för N₂O-flux visade en negativ korrelation med VWC ($p < 0,001$), men det fanns ingen korrelation med någon av de övriga oberoende variablerna: WFPS ($p = 0.919$), marktemperatur loggrar ($p = 0.411$), pH ($p = 0.083$), mullhalt ($p = 0.214$), och marktemperatur manuell ($p = 0.872$). Den justerade R²-koefficienten var 0.188, vilket indikerar att VWC förklarade 18,8 % av variationen i N₂O-flux.



Figur 9. Medelvärden och standardfel för WFPS för hela försöksperioden (2024-03-28 till 2024-04-15). Bokstäverna A–E representerar gruppernas olika avstånd från översvämningens vattenyta, där grupp E är närmast och grupp A är längst bort. Värdena för WFPS är överskattade, eftersom dessa inte kan överstiga 100 %, men har ändå använts i den statistiska analysen (se metoddiskussionen, 4.2.3).

Tabell 3. Parvisa p-värden för jämförelse mellan grupperna för WFPS (%). Bokstäverna A–E representerar gruppernas olika avstånd från översvämningens vattenyta, där grupp E är närmast och grupp A är längst bort. Asterixtecken anger olika nivåer av statistisk signifikans: * ($p < 0.05$), ** ($p < 0.01$) och *** ($p < 0.001$).

Avstånd	A	B	C	D	E
A	-	0.909	0.165	< 0.001***	< 0.001***
B		-	0.019*	< 0.001***	< 0.001***
C			-	0.257	0.217
D				-	1.000
E					-

4. Diskussion

4.1 Resultatdiskussion

4.1.1 CH₄-flux

Den första hypotesen, att CH₄ skulle vara högst nära den öppna vattenytan och gradvis minska med ökat avstånd, samt att CH₄ skulle minska successivt under mätperioden, kunde inte bekräftas i den här studien. Inte heller den andra hypotesen, att emissionerna av CH₄ skulle korrelera positivt med andelen WFPS, kunde bekräftas i den här studien.

Resultaten visade att de kumulativa medelvärdena för CH₄ (-21 till -84 g ha⁻¹ 19 d⁻¹) var negativa för alla grupper, vilket innebär att konsumtionen av CH₄ har varit större än produktionen under mätperioden. Eftersom produktion av CH₄ (metanogenes) sker under anaeroba förhållanden och konsumtion av CH₄ (metanotrofi) framförallt sker under aeroba förhållanden, tyder resultaten på att marken har varit övervägande aerob. Även CO₂-värdena, som var positiva för samtliga grupper, indikerade en högre syretillgång. Detta innebär att marken, trots sitt höga vatteninnehåll, verkar ha varit övervägande aerob.

Resultaten visade också att det inte fanns någon gradient i CH₄-flux med ökad avstånd från översvämningens vattenyta. Detta skulle kunna bero på att WFPS inte heller hade en tydlig gradient, utan både CH₄-flux och WFPS varierade mer slumpmässigt. Men regressionsanalysen visade att det inte fanns något samband mellan CH₄ och WFPS. Inte heller fanns något samband mellan några av de andra inkluderade faktorerna. Därför påverkades CH₄-flux troligtvis av någon annan faktor, utöver de som testats statistiskt i den här studien, som dessutom gynnar CH₄-konsumtion. En sådan faktor skulle kunna vara att vattnet har syresatts, antingen av nederbörd eller pumpen vid översvämningen, vilket diskuteras närmre längre ner i avsnittet.

Resultaten visade också att det inte fanns något tydligt mönster i CH₄-flux över tid under mätperioden. Förväntningarna var att marken skulle torka upp under mätperioden, och därmed att CH₄-flux skulle minska, men WFPS-värdena var väldigt höga (medelvärden mellan 99.8-111.2 %) och relativt konstanta (CV-värden mellan 2-9 %). Även om WFPS-värdena var felaktiga (se metoddiskussion, 4.2.3),

så var mätperioden ovanligt blöt. Nederbörden var ovanligt hög, både i slutet av mars (SMHI 2024d) och första halvan av april (SMHI 2024a), medan markvattenhalten var normal i mars (SMHI 2024c) men mycket högre än normalt från början till mitten på april (SMHI 2024b). Dessutom gjorde ramarna i marken att vattnet hade svårt att rinna bort, och i kombination med minskad avdunstning vid regnigt väder, ledde det till att vatten ansamlades i ramarna. Kombinationen av riklig nederbörd, begränsad dränering till följd av ramarna och låg avdunstning bidrog sannolikt till att CH₄-flux inte minskade under mätperioden.

Resultaten visade också att det inte fanns någon signifikant skillnad i CH₄-flux mellan de olika grupperna, vilket skulle kunna tyda på att förutsättningarna för metanogenes och metanotrofi har varit relativt likvärdiga över mätområdet. Men CO₂-flux visade att grupp E hade lägre värden än A och B, vilket indikerar att det finns en skillnad i syretillgång mellan dessa grupper. Att det inte fanns några signifikanta skillnader i CH₄-flux mellan grupperna skulle därför istället kunna bero på den kraftiga variationen i CH₄-flux (CV-värden mellan 109-262 %). För att kunna avgöra om det eventuellt finns signifikanta skillnader för CH₄-flux skulle fler replikat än vad som användes i denna studie vara nödvändiga.

Ett något utmärkande resultat fanns för grupp E under mättillfälle sex. Vid detta tillfälle uppmättes det lägsta värdet för CH₄-flux under hela mätperioden. Mättillfället föregicks av relativt höga värden (vid mätning fyra) och följdes av de högsta uppmätta värdena (vid mätning åtta) för alla grupper och mättillfälle. Denna minskning vid mättillfälle sex sammanföll med både den högsta marktemperaturen och den högsta nederbördsmängden under mätperioden. Marktemperaturen, som testades i regressionsanalysen, visade att det inte fanns någon korrelation mellan den och CH₄-flux. Därför är det möjligt att nederbörden, som inte har testats statistiskt, kan ha bidragit till minskningen av CH₄-flux. Alternativt kan det, som tidigare nämnts, finnas en ytterligare faktor som kan förklara CH₄-flux.

En möjlig förklaring skulle kunna vara att nederbörden kan ha syresatt vattnet. Det finns studier som visat att kraftigt regn kan skapa turbulens i ytvattnet (Bohórquez-Bedoya et al. 2011) och att turbulens i ytvattnet kan minska metanogenes samtidigt som metanotrofi ökar (Zhu et al. 2018). Det finns också studier som visat att regn, som innehåller små mängder väteperoxid (H₂O₂), kan skapa en toxisk miljö för metanogener i vatten, medan metanotrofer klarar sig bättre (Qin et al. 2023). Men det finns också studier som talar emot regnets inverkan på CH₄-flux. En studie, som mätte CH₄-flux från olika typer av svenska sjöar under och upp till 24 timmar efter regn, visade att regn inte hade någon effekt på CH₄-flux (Sieczko et al. 2023). Fler studier om regnets effekt på CH₄-flux skulle därför behövas.

En annan möjlig förklaring skulle kunna vara att pumpen, som fanns i anslutning till översvämningen, kan ha syresatt vattnet. Pumpen var placerad i vad som troligtvis var den djupaste delen av översvämningen, vilket var relativt nära

försöksplatsen (*Figur 2*). Genom att skapa ett flöde i grundvattnet kan pumpen ha orsakat att mer syrerikt vatten, från de högre och mer väl-dränerade delarna, rörde sig under de mer närliggande ramarna. Detta kan ha lett till ökad syresättning underifrån som kan ha lett till en ökning av CH₄-konsumtionen, särskilt för grupperna närmre översvämningens vattenyta.

4.1.2 N₂O-flux

Den första hypotesen var att N₂O skulle vara lägst nära den öppna vattenytan och gradvis öka med avståndet, samt att N₂O skulle öka successivt under mätperioden. Den första delen av hypotesen kunde bekräftas i den här studien, men inte den andra delen. Den andra hypotesen, att emissionerna av N₂O skulle korrelera negativt med andelen WFPS, kunde inte bekräftas i den här studien.

Resultaten visade att de kumulativa medelvärdena för N₂O (-4 och +255 g ha⁻¹ 19 d⁻¹) var positiva för grupperna A, B och C, men negativa för grupperna D och E. De positiva värdena av N₂O-flux indikerar att N₂O har producerats i marken medan de negativa värdena indikerar konsumtion av N₂O. Som nämnts i tidigare avsnitt så var värdena för CO₂-flux positiva, vilket innebär att marken varit övervägande aerob. Trots att WFPS-värdena blivit felaktiga i den här studien (se metoddiskussion, 4.2.3) så indikerar de att vatteninnehållet i marken varit väldigt högt, vilket även stämmer överens med observationerna i fält. Det är därför inte troligt att marken varit tillräckligt aerob för att N₂O skulle ha bildats genom nitrifikation, utan mer sannolikt att den bildats via denitrifikation.

Resultaten visade också att värdena av N₂O-flux för grupperna C, D och E förblev nära noll under hela mätperioden, medan grupperna A och B uppvisade ett U-format mönster över tid. CO₂-flux uppvisade också ett U-mönster över tid, likt A och B för N₂O, vilket indikerar att syretillgången har varit lägre i mitten av mätperioden. Dessa resultat stämmer överens med mönstret i nederbörd, där den största nederbördshändelsen inträffade i mitten av mätperioden och orsakade att vatten blev stående i ramarna efteråt. När vattnet i ramarna minskade, så ökade återigen både N₂O-flux för grupperna A och B, och CO₂-flux. Det är därför sannolikt att den ökade vatteninnehållet efter nederbörden minskade syretillgången i marken så att produktionen av N₂O minskade för grupperna A och B. För grupperna C, D och E, som låg närmre översvämningens vattenyta, var troligtvis vatteninnehållet så högt under hela mätperioden att N₂O konsumerats och det istället bildats N₂. Resultaten från regressionsanalysen visade att det inte fanns någon korrelation mellan N₂O-flux och WFPS. Däremot indikerade R²-koefficienten att VWC, som är nära kopplat till WFPS-beräkningarna, att VWC kunde förklara 18.8 % av variationerna i N₂O-flux. Att VWC var en bättre förklaringsfaktor än WFPS skulle kunna bero på att WFPS-värdena var felaktiga. Även om det inte kunde påvisas i den här studien att just WFPS har ett samband

med N₂O-flux, så har studien ändå kunnat bekräfta att det finns ett negativt samband mellan N₂O-flux och markens vatteninnehåll.

Resultaten visade också att N₂O-flux var signifikant högre för grupp A jämfört med grupperna B, C, D och E, samt att grupp B var signifikant högre än grupperna C, D och E. Även CO₂-flux uppvisade ett liknande mönster med högst värden för grupp B, följt av A, C, D och E, vilket indikerar att syretillgången i marken gradvis minskat närmare översvämningens område. Den gradvis ökade produktionen av N₂O från grupp C till A visar att det finns en gradient för N₂O-värdena, där N₂O-emissionerna ökar med ökat avstånd från översvämningens vattenyta. Denna ökande gradient indikerar att N₂O-emissionerna skulle kunna vara ännu högre vid ytterligare ökat avstånd från översvämningen, fram till dess att markens vatteninnehåll är under 60 % WFPS, då marken blir så pass aerob att denitrifikationen upphör. Då denitrifikation är den huvudsakliga källan till N₂O (Laville et al. 2011), kan endast en mindre mängd N₂O produceras genom nitrifikation efter denna gräns. Eftersom WFPS-värdena för samtliga grupper i den här studien sannolikt var betydligt högre än 60 %, är det därför möjligt att N₂O-emissionerna hade kunnat vara ännu högre än vad som visats i den här studien, om mätningar hade genomförts på längre avstånd från översvämningen.

En sammanställning som gjorts av Hushållningssällskapet (Henriksson et al., 2015) visar att de årliga medelvärdena för N₂O-emissioner från svensk åkermark varierar mellan 0.6 och 2.0 kg ha⁻¹ år⁻¹, för ögödslad respektive gödslad mark. Som tidigare nämnts, var de högsta värdena av N₂O-flux i denna studie 255 g ha⁻¹ 19 d⁻¹, vilket motsvarar 42.5 % och 12.75 % av de årliga emissionerna från ögödslad respektive gödslad åkermark – men för endast en 19-dagarsperiod. Detta indikerar att översvämmad jordbruksmark bidrar betydligt till de totala årliga emissionerna.

Vid jämförelse med en studie av Elberling et al. (2023), som också undersökte N₂O-flux från översvämmad jordbruksmark, var de högsta emissionerna i den här studien betydligt lägre. De genomsnittliga värdena för N₂O-flux från området med högst emissioner i den studien var 652 µg m⁻² h⁻¹ (156,48 g ha⁻¹ dag⁻¹), medan den här studiens högsta medelvärde var 13,42 g ha⁻¹ dag⁻¹ (grupp A). Skillnaden kan delvis förklaras av att Elberling et al. (2023) mätte N₂O efter att marken hade vårgödslats, vilket har stor effekt på N₂O-flux, medan marken i den här studien var ögödslad men innehöll skörderester från sockerbetorna. I studien av Elberling et al. (2023) utfördes även AI-mapping av 102 översvämningens områden på dansk jordbruksmark, där de kom fram till att en översvämningens period varar i 2 månader (mars-april). Detta innebär att översvämningens perioden i Skåne sannolikt är betydligt längre än vad mätperioden i den här studien var (19 dagar), och därmed att N₂O-emissionerna vid översvämmad jordbruksmark kan vara betydligt högre än vad som framkommit i den här studien. Det är därför viktigt att genomföra fler studier för att bättre kunna kvantifiera N₂O-flux från jordbruksmark.

4.2 Metoddiskussion

I den här studien användes stationära kammare (non-steady-state chambers) för att mäta CH₄- och N₂O-flux. Metoden innebär manuella mätningar där gas ackumuleras inuti kammaren under tiden som den är placerad ovanpå en ram. Denna metod är en av de vanligaste för att mäta gasflux från mark, åtminstone för N₂O-flux (Barton et al. 2015).

4.2.1 Styrkor och begränsningar med metoden

Det finns flera styrkor med metoden. Det är en enkel och kostnadseffektiv metod (Barton et al. 2015) som dessutom går att använda på otillgängliga platser, eftersom den inte kräver tillgång till el (Dorich et al. 2020). Metoden är dessutom särskilt bra på att mäta små gasflöden, jämfört med exempelvis dynamiska kammare, eftersom gasen ackumuleras inuti kammaren (Barton et al. 2015).

En nackdel med metoden är att mätningarna görs manuellt (Barton et al. 2015; Dorich et al. 2020), vilket begränsar hur ofta mätningarna kan göras. För att uppskatta gasfluxen mellan mättillfällena behöver den interpoleras (Rochette 2011; Barton et al. 2015). Detta medför en risk för feluppskattningar, särskilt för N₂O eftersom denna gas kan fluktuera stort under kort tid (Rochette 2011; Barton et al. 2015). I de flesta studier görs mätningarna en gång per vecka (Dorich et al. 2020), men i den här studien gjordes mätningarna tätare. Oftast med två dagars mellanrum, men även med fyra dagars mellanrum vid ett par tillfällen, för att på så sätt minska osäkerheten från interpoleringen.

4.2.2 Problem med vattenackumulering i ramarna

Ett vanligt problem med statiska kammare, som även inträffade i den här studien, är ackumulering av vatten i ramarna vid längre mätperioder (Olofsson & Ernfors 2022; Dorich et al. 2020; Rochette 2011). Att ramen hindrade vattnet att rinna av horisontellt påverkade markens upptorkning och kan förklara varför WFPS-värdena förblev höga under hela mätperioden och uppvisade liten variation. Ackumuleringen av vatten kan även påverka de mikrobiella processerna i marken (Dorich et al. 2020), och därmed även gaserna (Rochette 2011). Flera lösningar har rapporterats för problemet. Förslagen har bland annat varit att flytta ramarna regelbundet (Rochette 2011; Dorich et al. 2020) och att ha kortare mätperiod för att minska mängden vatten som kan ackumuleras (Chadwick et al. 2014). En annan möjlig lösning skulle kunna vara att använda någon form av skydd, exempelvis ett tak över ramarna, för att förhindra att nederbörd ansamlas.

4.2.3 Felaktiga WFPS-värden

Ett annat problem som uppstod i den här studien var de orimligt höga medelvärdena för WFPS (99.8-111.2 %). Eftersom WFPS är ett mått på förhållandet mellan vatten- och luftfyllda porer i marken, som uttrycks som en procentandel mellan 0 och 100 % (Hestia u.å.), är värden över 100 % inte möjliga. Vid mätningarna i fält verkade vatteninnehållet i marken generellt vara högt, men fram till den största nederbördshändelsen under försöksperioden så fanns ändå en märkbar skillnad i vatteninnehåll vid markytan. De två grupperna närmast översvämningens vattenyta innehöll då helt eller till större delen stående vatten, men för övriga avstånd fanns synligt vatten ovanför markytan endast fläckvis eller inte alls. Efter nederbördshändelsen blev vatten stående i ramarna även för grupperna längre ifrån översvämningens vattenyta, men detta hade till stor del torkats upp vid de avslutande mätningarna. Eftersom ytvatten saknades för majoriteten av grupperna under större delen av mätperioden, kan inte heller marken ha varit vattenmättad under denna tid för dessa avstånd. Både de orimligt höga värdena för WFPS och observationerna i fält visar att WFPS-värdena måste blivit felaktiga.

Trots att WFPS-värdena konstaterats felaktiga så valdes de att användas, istället för att endast använda värdena för VWC. Detta gjordes dels för att en av hypoteserna bygger på just WFPS, och dels för att det är möjligt att WFPS-värdena endast har förskjutits uppåt utan att variationen, som är det mest viktigaste, har påverkats. En förskjutning av WFPS-värdena skulle kunna ha skett till följd av att jordproverna inte torkades tillräckligt länge innan torrvikten bestämdes. I denna studie torkades proverna i 17 timmar, men vanligtvis torkas proverna i 24 timmar (Campbell, G.S. & Campbell C.S 2013) alternativt tills det kontrollerats att konstant vikt uppnåtts. Detta kan innebära att torktiden för jordproverna i den här studien varit för kort, vilket skulle kunna ha orsakat att jordproverna inte var tillräckligt torra. Om proverna inte torkats tillräckligt blir torrvikten för hög i beräkningarna, vilket leder till en för hög bulkdensitet, som leder till att porositeten underskattas och att WFPS-värdena blir för höga. Det skulle också kunna vara så att jordproverna torkat olika snabbt, vilket skulle innebära att porositeten underskattats olika mycket för de olika mätpunkterna. Om det är på detta sätt skulle det innebära att WFPS-värdena inte bara var förskjutna utan förvridna, vilket skulle göra det mer tillförlitligt att använda VWC-värdena.

En annan förklaring till de felaktiga WFPS-värdena skulle kunna vara att mätningarna av VWC, som WFPS-värdena baseras på, har blivit felaktiga. För korrekta VWC-mätningar krävs att mätningarna görs i representativa delar av marken, som är fria från luftfickor och ojämn markpackning, eftersom detta kan påverka mätningarna (Campbell, G.S. & Campbell C.S 2013). Även om detta kan ha påverkat enskilda mätpunkter, så är det mindre troligt att det är huvudorsaken eftersom WFPS-värdena verkade vara felaktigt förhöjda för samtliga mätpunkter.

4.2.4 Begränsningar i mätpunkternas variation

Ett annat problem i den här studien var att det inte fanns en tillräckligt tydlig skillnad mellan mätpunkterna, och inte heller den förväntade gradienten för WFPS som antogs vid studiens start. Detta, i kombination med de relativt stora variationerna i mätpunkterna, gjorde att det var svårt att få signifikanta resultat. Det hade också varit bra att få med mer dränerade områden för att inkludera de eventuellt högre emissionerna av N_2O .

För att lösa dessa problem hade mätpunkterna kunnat placeras utifrån markens faktiska översvämningsförhållanden istället för utifrån fasta avstånd. En dansk studie, som också mätte N_2O -flux med statiska kammare från översvämmad jordbruksmark, placerade ramarna utifrån tre olika vattenmättade områden (Elberling et al. 2023): centrum av en sänka med ytvatten, en 5-meters kantzon av översvämningsområdet och normalt dränerat område utanför översvämningsområdet. Denna indelning, utifrån olika områden, gör att det per automatik kommer vara olika förutsättningar för markens mikrobiologiska processer vid de olika mätpunkterna.

En annan lösning skulle kunna vara att använda en TDR-mätare för att mäta vatteninnehållet vid olika mätpunkter innan utplacering av ramarna. Trots att VWC, som mäts vid TDR-mätningar, inte motsvarar WFPS så hade det kunnat hjälpa till att säkerställa att mätpunkterna representerade en bred variation av vatteninnehåll. För att inkludera tillräckligt många, och mer varierade, markförhållanden i försöksupplägget bör framtida studier därför överväga att basera mätpunkternas placering utifrån antingen visuellt olika zoner eller uppmätt VWC.

5. Slutsatser

- Marken vid mätplatsen fungerade som en metansänka under försöksperioden, trots väldigt högt vatteninnehåll i marken, eftersom markvattnet troligtvis har syresatts. Detta bekräftar det komplexa samspel som finns mellan flera miljö- och markrelaterade faktorer som styr CH₄-flux.
- Regressionsanalysen visade en negativ korrelation mellan N₂O och VWC vid högt vatteninnehåll i marken, vilket bekräftar att markens vatteninnehåll har betydelse för N₂O-flux.
- N₂O-emissionerna ökade med ökat avstånd ifrån översvämningen, men den nedre gränsen för vatteninnehåll där denitrifikation upphör har sannolikt inte nåtts. Detta innebär att mätningar vid ännu längre avstånd ifrån översvämningen hade kunnat resultera i ännu högre emissioner än vad denna studie har visat.
- N₂O-emissionerna var, trots den korta mätperioden och det avgränsade mätområdet, relativt höga jämfört med de årliga emissionerna från svensk åkermark. Därför verkar det som att översvämmad jordbruksmark kan utgöra en risksituation för höga emissioner av N₂O.

Referenser

- Arvidsson, J. (2001). Subsoil compaction caused by heavy sugarbeet harvesters in southern Sweden: I. Soil physical properties and crop yield in six field experiments. *Soil and Tillage Research*. 60(1), 67-78.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00169-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00169-6)
- Barton, L., Wolf, B., Rowlings, D., Scheer, C., Kiese, R., Grace, P., Stefanova, K. & Butterbach-Bahl, K. (2015). Sampling frequency affects estimates of annual nitrous oxide fluxes. *Scientific Reports*. 5(1), 1–9.
<https://doi.org/10.1038/srep15912>
- Betodlarna (u.å). *Om oss*. <https://betodlarna.se/om-oss/> [2024-12-04]
- Bohórquez-Bedoya, E., Rovelli, L. & Lorke, A. (2024) Rainfall as a driver for near-surface turbulence and air-water gas exchange in freshwater aquatic systems. *PLoS ONE*. 19(3), e0299998. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0299998>
- Campbell, G.S. & Campbell, C.S. (2013). Water Content and Potential, Measurement. I: *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.05333-1>
- Chadwick, D.R., Cardenas, L., Misselbrook, T.H., Smith, K.A., Rees, R.M., Watson, C.J., McGeough, K.L., Williams, J.R., Cloy, J.M., Thorman, R.E. & Dhanoa, M.S. (2014). Optimizing chamber methods for measuring nitrous oxide emissions from plot-based agricultural experiments. *European Journal of Soil Science*. 65(2), 295-307. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ejss.12117>
- Dorich, C.D., De Rosa, D., Barton, L., Grace, P., Rowlings, D., Migliorati, M.D.A., Wagner-Riddle, C., Key, C., Wang, D., Fehr, B. & Conant, R.T. (2020). Global Research Alliance N2O chamber methodology guidelines: Guidelines for gap-filling missing measurements. *Journal of Environmental Quality*. 49(5), 1186-1202. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/jeq2.20138>
- Elberling, B.B., Kovács, G.M., Hansen, H.F.E., Fensholt, R., Ambus, P., Tong, X., Gominski, D., Mueller, C. W., Poultney, D.M.N. & Oehmcke, S. (2023). High nitrous oxide emissions from temporary flooded depressions within croplands. *Communications Earth & Environment*. 4(1), 463.
<https://doi.org/10.1038/s43247-023-01095-8>
- Flessa, H., Wild, U., Klemisch, M. & Pfadenhauer, J. (1998). Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. *European Journal of Soil Science*. 49, 327–335. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.1998.00156.x>
- FN (Förenta Nationerna) (2023). *Globala målen för hållbar utveckling*.
<https://fn.se/globala-malen-for-hallbar-utveckling/> [2024-12-04]

- Google Earth (2024). *Google Earth: Alnarp*. Satellitbild [Kartografiskt material].
https://earth.google.com/web/search/alnarp/@55.65876917,13.07225491,7.51584247a,579.6553966d,35y,0h,0t,0r/data=CiwiJgokCVNiyWFp1EtAEYIW9VsY1EtAGXAKpVUnJypAIUaTIdNtIipAQgIIAToDCgEwQgIIAEoNCP_____wEQAA [2024-12-28]
- Henriksson, M., Stenberg, M., & Berglund, M. (2015) Lustgas från jordbruksmark - konkreta råd för att minska lustgasavgången på gårdsnivå.
https://hushallningssallskapet.se/wp-content/uploads/2024/04/n2o_fran_jordbruksmark.pdf
- HESTIA (u.å.). *Measurement Water filled pore space*.
<https://www.hestia.earth/term/waterFilledPoreSpace> [2024-12-04]
- Håkansson, I. (2005). *Machinery-induced compaction of arable soils: Incidence – Consequences – Counter-measures*. Rapporter från Jordbearbetningsavdelningen, Sveriges lantbruksuniversitet. 109.
https://pub.epsilon.slu.se/5517/1/hakansson_i_101206.pdf
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2013). Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. I: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. 659–740. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.018>
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2023a). Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2023b). Changing State of the Climate System. I: *Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. 287-422.
[https://doi.org/DOI: 10.1017/9781009157896.004](https://doi.org/DOI:10.1017/9781009157896.004)
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2023c). Technical Summary. I: *Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. 35–144.
<https://doi.org/10.1017/9781009157896.002>
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2023d). Climate Change Information for Regional Impact and for Risk Assessment. I: *Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. 1767–1926.
<https://doi.org/10.1017/9781009157896.014>
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2023e). Summary for Policymakers. I: *Climate Change 2022 – Impacts, Adaptation and Vulnerability: Working Group II Contribution to the Sixth Assessment Report of the*

- Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. 3–34.
<https://doi.org/10.1017/9781009325844.001>
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2023f). Human Influence on the Climate System. I: *Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. 423–552.
<https://doi.org/10.1017/9781009157896.005>
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2023g). Global Carbon and Other Biogeochemical Cycles and Feedbacks. I: *Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. 673–816. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.007>
- Khalil, M. I. & Baggs E. M. (2005). CH₄ oxidation and N₂O emissions at varied soil water-filled pore spaces and headspace CH₄ concentrations. *Soil Biology and Biochemistry*. 37(10), 1785-1794. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.02.012>
- LantMet (u.å.) Klimatdata. <http://www.ffe.slu.se/lm/LMHome.cfm?LMSUB=0&ADM=0> [2024-04-27]
<https://www.ffe.slu.se/lm/LMHome.cfm?LMSUB=1>
- Laville, P., Lehuger, S., Loubet, B., Chaumartin, F. & Cellier, P. (2011). Effect of management, climate and soil conditions on N₂O and NO emissions from an arable crop rotation using high temporal resolution measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*. 151(2), 228-240.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.10.008>
- Linn, D.M. & Doran, J.W. (1984). Effect of Water-Filled Pore Space on Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Production in Tilled and Nontilled Soils. *Soil Science Society of America Journal*. 48, 1267-1272.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1984.03615995004800060013x>
- Madigan, M., Bender, K.S., Buckley, D.H., Sattley, W.M. & Stahl, D.A. (2022). *Brock Biology of Microorganisms*. 16 uppl., Pearson education.
- Magdoff, F. & Es, H.V. (2021). *Building soils for better crops: ecological management for healthy soils*. 4 uppl., University of Maryland Printing Services.
- Mojeremane, W. (2013). Factors influencing Methane (CH₄) and Nitrous oxide (N₂O) emissions from soils: A Review. *International Journal of Forest, Soil and Erosion*. 3, 104-112.
- Nawaz, M.F., Bourrié, G. & Trolard, F. (2013). Soil compaction impact and modelling. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 33, 291–309.
<https://doi.org/10.1007/s13593-011-0071-8>
- Nordic Sugar (2024). *När ska man skörda?*
<https://www.sockerbetor.nu/irj/go/to/sv/betodling/odlingsrad/skord-och-lagring/nar-ska-man-skorda> [2024-12-03]
- Olofsson, F. & Ernfors, M. (2022). Frost killed cover crops induced high emissions of nitrous oxide. *Science of the Total Environment*. 837, 155634.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155634>

- Qin, J., Ying, J., Li, H., Qiu, R. & Lin, C. (2023). Rainwater input reduces greenhouse gas emission and arsenic uptake in paddy rice systems. *Science of The Total Environment*. 902, 166096.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166096>
- Rochette, P. (2011). Towards a standard non-steady-state chamber methodology for measuring soil N₂O emissions. *Animal Feed Science and Technology*. 166–167, 141–146. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.063>
- Serrano-Silva, N., Sarria-Guzmán, Y., Dendooven, L. & Luna-Guido, M. (2014). Methanogenesis and Methanotrophy in Soil: A Review. *Pedosphere*. 24(3), 291–307. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(14\)60016-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1002-0160(14)60016-3)
- Sieczko, A.K., Schenk, J., Rudberg, D., Duc, N.T., Pajala, G., Sawakuchi, H.O. & Bastviken, D. (2023). Minor impacts of rain on methane flux from hemiboreal, boreal, and subarctic lakes. *Science of The Total Environment*. 895, 164849.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164849>
- Signor, D. & Cerri, C.E.P. (2013). Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. *Pesquisa Agropecuária Tropical*. 43(3). <https://doi.org/10.1590/S1983-40632013000300014>
- SMHI (2024a). *April 2024 - Lokala köldrekord i norr och varm valborg*.
<https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/manadens-vader-och-vatten-sverige/manadens-vader-i-sverige/april-2024-lokala-koldrekord-i-norr-och-varm-valborg-1.206317> [2024-12-29]
- SMHI (2024b). *April 2024 - Rekordnivå i Vättern och höga flöden i landets södra halva*.
<https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/manadens-vader-och-vatten-sverige/laget-i-sveriges-sjoar-och-vattendrag/april-2024-hydrologi-rekordniva-i-vattern-och-hoga-floden-i-landets-sodra-halva-1.206318> [2024-12-29]
- SMHI (2024c). *Mars 2024 – Höga flöden i Svealand*.
<https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/manadens-vader-och-vatten-sverige/laget-i-sveriges-sjoar-och-vattendrag/mars-2024-hyd-hoga-floden-i-svealand-1.205418> [2024-12-29]
- SMHI (2024d). *Mars 2024 - Långsam vår*. <https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/manadens-vader-och-vatten-sverige/manadens-vader-i-sverige/mars-2024-langsam-var-1.205424> [2024-12-29]
- Smith, K.A., Ball, T., Conen, F., Dobbie, K.E., Massheder, J. & Rey, A. (2018). Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science*. 69(1), 10-20. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ejss.12539>
- Soler-Jofra, A., Pérez, J. & van Loosdrecht, M.C.M. (2021). Hydroxylamine and the nitrogen cycle: A review. *Water Research*. 190, 116723.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116723>
- Tubiello, F.N., Karl, K., Flammini, A., Gütschow, J., Obli-Laryea, G., Conchedda, G., Pan, X., Qi, S.Y., Halldórudóttir Heiðarsdóttir, H., Wanner, N., Quadrelli, R., Rocha Souza, L., Benoit, P., Hayek, M., Sandalow, D., Mencos Contreras, E., Rosenzweig, C., Rosero Moncayo, J., Conforti, P. & Torero, M. (2022). Pre- and post-production processes increasingly dominate greenhouse gas emissions from

agri-food systems. *Earth Syst. Sci. Data*. 14(4), 1795-1809.
<https://doi.org/10.5194/essd-14-1795-2022>

UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) (u.å.). *The Paris Agreement*. <https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement> [2024-12-04]

Zhu, L., Qin, B., Zhou, J., Van Dam, B. & Shi, W. (2018). Effects of turbulence on carbon emission in shallow lakes. *Journal of Environmental Sciences*. 69, 166-172. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.10.005>

Bilaga 1

Korrektionstal för olika jordarter.

Jordart	Korrektionstal varierar mellan	Korrektionstal ungefärligt medel
Sandartade jordar (sandmjäla, moränmo)	0,4-1,2	1
Lättlera	1,4-2,2	2
Mellanlera	2,0-2,9	2,5
Styv lera	2,9-4,4	3,5
Mycket styv lera	3,9-5,3	4,5

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU kan publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver i sådana fall godkänna publiceringen. I samband med att du godkänner publicering kommer SLU även att behandla dina personuppgifter (namn) för att göra arbetet sökbart på internet. Du kan närsomhelst återkalla ditt godkännande genom att kontakta biblioteket.

Även om du väljer att inte publicera arbetet eller återkallar ditt godkännande så kommer det arkiveras digitalt enligt arkivlagstiftningen.

Du hittar länkar till SLU:s publiceringsavtal och SLU:s behandling av personuppgifter och dina rättigheter på den här sidan:

- <https://libanswers.slu.se/sv/faq/228316>

JA, jag, Stina Anderö har läst och godkänner avtalet för publicering samt den personuppgiftsbehandling som sker i samband med detta

NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse till att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.