



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2023 30 stp
Fakultet for Miljø- og Naturressurser

Kationbyttekapasitet til Biokull: Utprøving av optimalisert metode

Cation Exchange Capacity of Biochar: Trial of
optimized method

William Wilde Andersen
Master i Miljø- og Naturressurser

Blank side

Forord

Med denne oppgaven avslutter jeg min 2-årige masterstudie på NMBU, ved fakultetet for Miljø- og Naturressurser. Min utdannelse startet med Økonomi på VGS, tok så Bachelor i Fornybar Energi ved Høgskulen på Vestlandet, for så å ende med en Master i Miljø- og Naturressurser (Miljøvitenskap fra 2023 av). Det har vært en tøff og bratt læringskurve, hvor jeg føler jeg har måttet lære å løpe før jeg krabbet i mange tilfeller.

Med det utgangspunktet vil jeg takke følgende: En stor takk til min hovedveileder Åsgeir R. Almås. Dette hadde nok ikke gått uten din gode hjelp, kloke pedagogiske hode, store tålmodighet, og gode humor. En stor takk til med-veileder Gerard Cornelissen fra NGI, for god hjelp og tilbakemeldinger.

Stor takk til Labpersonalet ved jordlaboratoriet ved NMBU; Valentina Zivanovic, Byron Spencer og Irene E. Eriksen Dahl. En uvurderlig hjelp på lab slik at dette prosjektet gikk så smurt som det gjorde.

Til slutt vil jeg takke alle mine klassekamerater, venner, og familie som har støttet meg gjennom denne prosessen i gode, og mindre gode tider. Den muntre tonen og morsomme stunder har holdt meg gående gjennom en utfordrende tid.

Hadde 13 år gamle William visst at det skulle ende med master hadde han ledd.

God lesning!

William Wilde Andersen

Ås, mai 2023

Innhold

Forord.....	i
Sammendrag.....	iv
Abstract.....	v
Forkortelser og akronymer.....	vi
1. Introduksjon.....	1
1.1 Biokull i Norge/Verden.....	1
1.2 Biokull.....	2
2. Teori.....	3
2.1 Biokull som et jordforbedringspotensiale.....	3
2.1.1 Pyrolyse.....	3
2.1.2 Biokulls oppbygning.....	4
2.2 Geokjemi & jordfysikk.....	5
2.2.1 pH.....	6
2.2.2 Kationbyttekapasitet og Basemetning.....	7
2.2.3 Innhold av Organisk Materiale.....	9
2.2.4 Jordfysikk.....	11
2.3 Jord og biokull sammen.....	11
2.3.1 Jordkjemiske egenskaper.....	11
2.3.2 Jordfysiske egenskaper.....	12
2.4 Problemstilling og formålet med forsøket.....	13
3. Metode.....	16
1.1 Forarbeid.....	16
1.2 Nøytralisering av pH.....	16
1.3 Metning med Ammoniumacetat.....	17
1.4 Vasking med Etanol.....	17
1.5 Kationbytte med Kaliumklorid.....	17
1.6 Massetap og CEC-beregning.....	17
1.7 Statistikk.....	18
4. Resultater.....	19
5. Diskusjon.....	23
5.1 CEC resultater fra optimalisert metode.....	23
5.2 Påvirkning av råmateriale og pyrolysetemperatur.....	23
5.3 Kan BC ha en kalkningseffekt?.....	25
5.4 Konsekvenser av resultatene og andre utfordringer.....	25

6. konklusjon	27
7. Referanser.....	28
8. Vedlegg.....	32
Basekationer, utvask I (NH_4^+ -ac)	32
Basekationer, Utvask II (NH_4^+ -ac)	33
Basekationer, Utvask III (NH_4^+ -ac).....	33
Spektrofotometriske målinger etter siste vask med etanol	34
Spektrofotometriske målinger etter tilsetning av KCl + CEC beregninger.....	35
CEC Ny vs. klassisk metode	37
CEC avhengig av temperatur (600, 700, 800) vs. (700, 800) & Tukey t-test.....	38

Sammendrag

Biokull (*BC*) er biomasse som har gjennomgått en pyrolyseprosess, og har et potensiale til bruk som jordforbedring. *BC* er diskutert å ha høy kationbyttekapasitet (*CEC*). Metoden å måle *CEC* i *BC* har blitt adaptert fra metoden en måler *CEC* i jord, noe nyere forskning peker til en overestimering av *CEC*. Ved å bruke en optimalisert metode hvor asken vaskes ut, kan korrekt *CEC* bli fremstilt. Korrekt fremstilling av *BC* sin *CEC* har mye å si for en av de diskuterte egenskapene til *BC*.

Det ble gjort et forsøk hvor syv forskjellige typer *BC* ble brukt i den optimaliserte metoden. *BC* varierte i råmateriale, samt i pyrolysetemperatur. Én type *BC* er et slamkull som varierte i temperatur (600, 700, 800). Resterende *BC* er laget på samme temperatur (600 °C), men varierte i råmateriale; tre slamkull + ett trekull.

Resultatene viser at *CEC* har blitt overvurdert tidligere da det generelt var meget lave *CEC* verdier. Ett av stegene i prosessen gir en indikasjon av hvor høye *CEC* verdier en kunne forvente ved å bruke klassisk metode, noe som viser seg å være en signifikant forskjell; høyeste forskjell var 0,10 cmol⁺/kg med optimalisert metode, mot 114,11 cmol⁺/kg med klassisk metode.

Ved at *CEC* har blitt overvurdert vises det at egenskapen å øke *CEC* til jord ikke stemmer. Videre diskuteres det om tilsetning av *BC* kan ha andre egenskaper, gitt dens lave *CEC*. Det ble vist at tilsetning av *BC* kan ha en kalkningseffekt, ved å øke den syrenøytraliserende kapasiteten (*ANC*) til jord. Ved å tilsette *BC* kan en øke en jord sin basemetningsgrad, som er en buffer mot forsuring. Råmateriale har størst betydning for andelen basekationer, men pyrolysetemperatur >600°C har liten til ingen betydning.

Dette resultatet viser at *CEC* kan ha blitt overvurdert ved bruk av klassisk metode, og flere forsøk med optimalisert metode anbefales å utforskes.

Abstract

Biochar (*BC*) is biomass that has undergone a pyrolysis process, which has potential for use as soil amendment. *BC* has been discussed having a high cation exchange capacity (*CEC*). The method for measuring *CEC* of *BC* is adapted from the method used in soil science. Recent research indicates an overestimation of *CEC* by classic method. Therefore, an optimized method has been developed, where the excess ash is washed out by an organic compound.

An experiment was conducted where seven different *BC*s were used in the optimized method. *BC* varied in feedstock and pyrolysis temperature. One type of *BC* is made of a sludge, and varied in temperatures (600, 700, 800°C). The remaining *BC*s were made at same temperature (600°C) but varied in feedstock; three sludge *BC* + 1 clean wood chips.

The results show that *CEC* has been overestimated previously as there generally were low values. One of the steps in the process provides an indication of what the *CEC* values had been if classic method was used. This turned out to be a significant difference. Largest span in *CEC* values using optimized method was 0.10 cmol⁺/kg compared to 114.11 cmol⁺/kg using the classical method.

By proving that *CEC* has been overestimated due to classic method indicates that *BC* having a high *CEC* is not true. Furthermore, it is discussed whether the addition of *BC* to a soil can have other properties. It is shown that the addition of *BC* can have a liming effect, and a possible increase of the acid neutralizing capacity (*ANC*) can occur. Feedstock is a dominant factor of available base cations, while pyrolysis temperature >600°C has little to no effect.

This result helps prove that an optimized method for *CEC* measurements in *BC* should be proposed, and further research conducted.

Forkortelser og akronymer

BC: Biokull

OM: Organisk Materiale

CEC: Kationbyttekapasitet

ANC: Syrenøytraliserende kapasitet

BS: Basemetning

ULS: Slamkull

MS: Slamkull

DSL: Slamkull

VS: Slamkull

CWC: Trekull

NH₄⁺: Ammonium

NH₄⁺ac: Ammonium acetat

KCl: Kalium klorid

Ca: kalsium

Mg: Magnesium

Na: Natrium

K: Kalium

Fe: Jern

Rpm: Revolutions Per Minute

SOC: Organisk Karbon i jord

IBI: International Biochar Initiative

PZC: Point of Zero Charge

PAH: polysykliske aromatiske hydrokarboner

NIBIO: Norsk Institutt for Bioøkonomi

Tom side

1. Introduksjon

1.1 Biokull i Norge/Verden

Historien viser at biokull (BC) er et mulig jordforbedringsmiddel i tropisk jord. Bruk av BC er derimot ikke begrenset til kun tropisk jord, men kan ha positive innvirkninger på en generell basis. Forskning tyder på at anvendelse av BC i landbruket kan minke landbrukets utslipp av klimagasser med 13-40% ved å lagre karbon (C) i jord, som en måte å mitigere C-utslipp (Tisserant et al., 2022)..

Norsk biokullnettverk kom med innspill til den norske regjering i 2020 hvor Norges forutsetninger til produksjon av BC som en fornybar ressurs til landbruket ble vektlagt. Gitt at Norge skulle gå over til en mer sirkulær økonomi, er fornybare ressurser som kan bidra til reduksjon av klimaendringer og utnyttelse av avfall gode løsninger. Det ble anbefalt å støtte opp norsk produksjon av BC, samt at anvendelse i landbruket skulle øke, gitt BC sine klimagoder (Rassat, 2020).

I 2022 gjennomførte Norsk Institutt for Bioøkonomi (*NIBIO*) en undersøkelse med mål om å kartlegge hvordan norske gårdbrukere vurderer klimatiltak, som eksempelvis BC. Over 50% av gårdbrukere ønsket å utnytte seg av BC, gitt at fordelene var bedre enn kostnadene. Ved å øke tilskudd til BC-bruk, samt et honorar for bindingen av karbon i jorden, kan en se en vekst i BC i norsk landbruk (Kvakkestad & O'Toole, 2022).

Det ble foreslått for statsbudsjettet samme år (2022) at produksjonen av BC, i sammenheng med produksjonen av bioenergi i landbruket, skulle få tilskudd. Da det ble sett på som en del av verdiskapningen i landbruket, samt at gårdbrukere viste en interesse, kan dette og være en mulighet for BC i norsk landbruk (Matdepartementet, 2022).

Det internasjonale organet for klassifisering av BC (*IBI*) kom først med deres standarder for BC kvalitet og produksjon i 2013. Dette er veiledere norske produsenter burde bruke slik at norsk BC kan bli sertifisert, slik at den ønskede effekten av BC kan bli oppnådd. Dette initiativet har som fokus at BC skal opprettholde en standard, slik at BC ikke bidrar til klimaendringer under produksjon og anvendelse (IBI, 2022).

1.2 Biokull

BC er dannet ved en *pyrolyseprosess* av organisk avfall eller biologisk materiale. Dette materialet kan stamme fra eksempelvis rester fra gårdsdrift (både rester fra kornproduksjon, samt dyregjødsel) og hogstområder i skogbruket (Hagenbo et al., 2022). Materialet brennes med lite tilgang til oksygen, slik at en «forkulling» oppstår. Etter en pyrolyseprosess sitter en igjen med en blanding av karbon og mineral-aske (UiO, 2011b). Dette sees på som et klimanøytralt og miljøvennlig produkt grunnet utnyttelsen av fornybar organisk materiale i stedet for å legge det i et deponi (Weber, 2023). For at BC skal vise seg å være et miljøvennlig produkt er selektering og testing av råmaterialet viktig. Det er grunnet at råmaterialet kan inneholde forurensinger som tungmetaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), noe en vil unngå å tilsette i naturen (Sørmo et al., 2020).

I Amazonas er det funnet en jordart kalt *Terra Preta*, som daterer 7000 år tilbake i tid. Denne jordarten kjennetegnes av sin mørke farge (fig. 1), og har et relativt høyt innhold av organisk materiale (SOM). Ved nærmere undersøkelse viser det seg at *terra preta* jord sitt innhold av SOM ofte skyldes et høyt innhold av *black carbon*. Når organisk materiale gjennomgår en ufullstendig forbrenning sitter en igjen med et veldig stabilt materiale bestående av karbon; kjent som *black carbon*. Det viste seg at *Terra Preta* jord hadde 70-ganger høyere innhold av *black carbon*, enn *oxisols* i nærområdet (Glaser et al., 2000), noe som forskere mente skyldes antropogent tilsatt trekull (Glaser et al., 2000). Om tilsetningen har vært en tilfeldighet eller bevisst handling kan diskuteres. Per dags dato blir *Terra Preta* jord pakket og solgt til landbruket (Biochar.co.uk, 2023).



Figur 1: a) *Terra Preta* jord b) *Oxisol* med lavere innhold av BC (Glaser et al., 2000)

BC har flere anvendelser enn jordforbedring og karbonlagring. Drikkevann har meget strenge krav til renhet for å unngå sykdom, og gitt at 2.2 milliarder mennesker ikke har tilgang til rent drikkevann (UNICEF, 2023), sees det på muligheter til at dette kan endres. Kullfilter i renseanlegg er allerede standard, men å bruke BC som filter i stedet gir en mulighet å bruke en ressurs som er fornybar og miljøvennlig. BC har et potensiale å bli brukt til vannrensing, noe som videre er en faktor å tilby rent drikkevann (Gwenzi et al., 2016). Det er også fokus på å rense avløpsvann, samt sigevann fra avfallsdeponier, slik at det kan gjenbrukes (Nazir & Khalid, 2022).

2. Teori

2.1 Biokull som et jordforbedringspotensiale

BC har blitt sett på som et produkt som kan hjelpe med forurenset jord, ved å binde forurensende stoffer i jorden (Sørmo et al., 2020). Samt et fokus på karbonsekvistrering og jordforbedring når det gjelder landbruksjord (Cornelissen et al., 2018; Martinsen et al., 2015; Singh et al., 2010). Egenskapene skyldes BC sin fysiske struktur, samt hvordan BC kjemisk reagerer under gitte forhold, noe som sørger for statusen som et jordforbedringspotensiale.

BC sin egenskap å binde næringsstoffer eller forurensinger har lenge vært påpekt som en kjerneegenskap dette materialet har. Flere rapporter har tidligere vektlagt egenskapen BC har til å binde forurensinger, tungmetaller og karbonsekvistrering (Abdel-Fattah et al., 2013), forbedre jordens fruktbarhet (Tomczyk et al., 2020) og tilsette BC til forvitrede jordsmonn (Domingues et al., 2020).

2.1.1 Pyrolyse

Pyrolyse er prosessen hvor et organisk materiale blir utsatt for høy temperatur uten tilgang til oksygen. Dette sørger for et sluttprodukt som har høyt energiinnhold, samt en omdanning av molekyler som sørger for et høyere kvalitetsprodukt enn opprinnelsesmaterialet (Biogreen, 2023). Det finnes flere forskjellige pyrolyseprosesser, hvor fokuset er på best utbytte av BC produksjon (Manya, 2012);

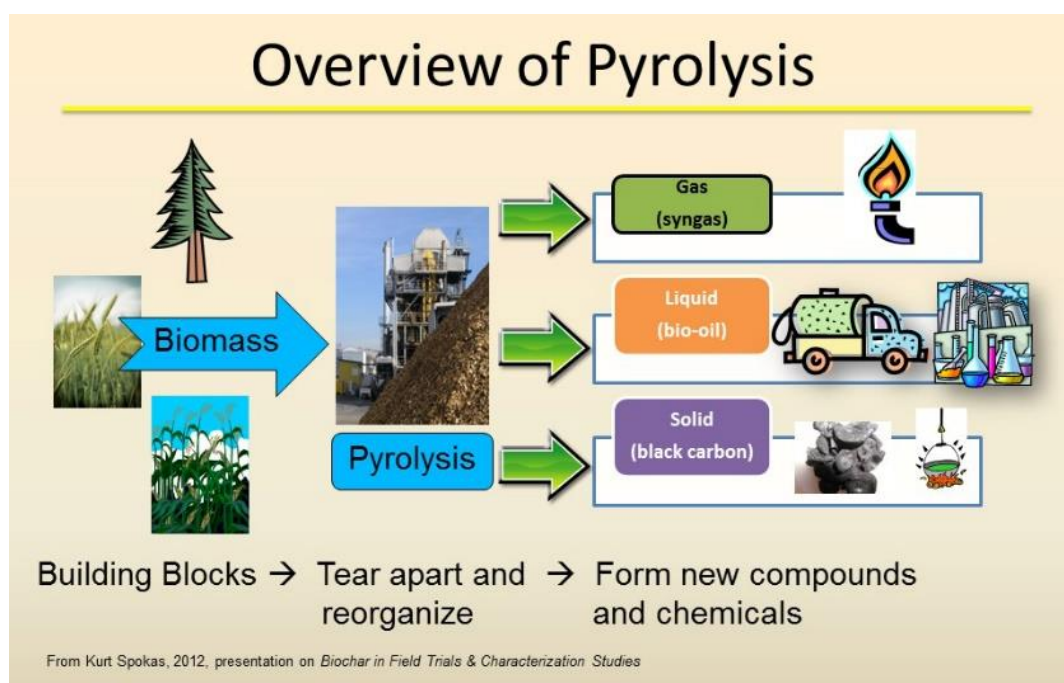
Sakte pyrolysering: Den mest konvensjonelle formen for produksjon av biokull hvor temperaturen øker over en lengre periode. Dette er den tradisjonelle metoden for produksjonen av trekull. Avhengig av råmateriale kan utbytte ligge på 21.5-51%

Rask Pyrolyse: Utnytter et høyt oppvarmingstempo ($>200\text{K/min}$), og er spesielt nyttig i produksjonen av bioolje, men ikke i produksjonen av biokull.

Flash carbonization: Metode som er utviklet for å øke utbytte av BC ved en raskere prosess. Prosessen tar 30 minutter, pyrolysetemperatur på $600\text{ }^{\circ}\text{C}$. Utbytte har vært registrert på 28-32%.

Gasification: Denne prosessen har meget lav BC utbytte (5-10%) og brukes mest til produksjonen av biogass fra biomasse.

Figur 2 er en generell visualisering hvordan en pyrolyseprosess er gjennomført. Biomasse blir knust til ønskede fraksjoner, før de blir tilsatt til et pyroliseringskammer, for så å bli omdannet til ønsket materiale; Biogass (Syngas), Bioolje, og/eller Biokull.



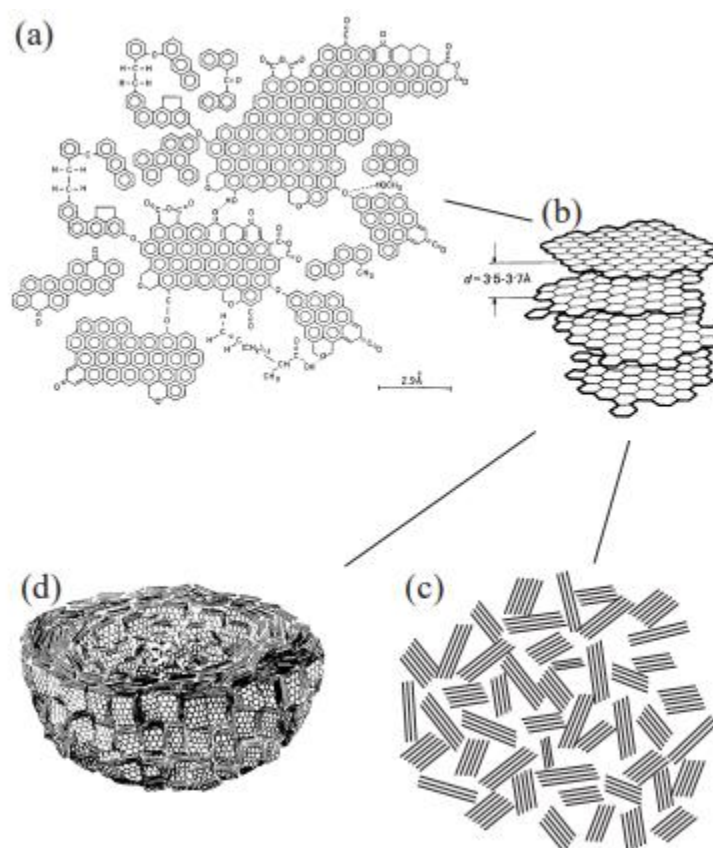
Figur 2: En generell beskrivelse hvordan biokull (BC) produseres (Spokas, 2012)

2.1.2 Biokulls oppbygning

Når biomasse blir brent dannes det i hovedsak gasser som karbondioksid (CO_2) og metan (CH_4), samtidig gjøres 1-3% om til pyrogenisk karbon (PyC) (Preston & Schmidt, 2006). PyC er en fellesbetegnelse for fraksjonene av C som oppstår under ufullstendig forbrenning, og fraksjonene varierer med både temperatur og råmateriale (Dellantonio et al., 2012).

Fraksjonen regnes fra forkullede planter, til BC, og helt frem til grafitt (Preston & Schmidt, 2006).

Figur 3 viser en skisse over BC sin strukturelle sammensetning; BC består av kondenserte aromatiske ringstrukturer og funksjonelle grupper som er samlet i klynger (a), Klyngene ligger fordelt i lag (b) som ofte samles i usorterte grupperinger (c), Grupperingene samles så i en *løk-struktur* (d) som danner et PyC partikkel (Preston & Schmidt, 2006). Ved å øke pyrolysetemperatur kan tilgjengeligheten av forskjellige funksjonelle grupper påvirkes, som videre direkte påvirker BC sine egenskaper. Når temperaturen øker, øker og antallet funksjonelle grupper som fjernes fra BC, som videre kan påvirke CEC til biokullet, da det er avhengig av de funksjonelle gruppene (Thomassen et al., 2017).



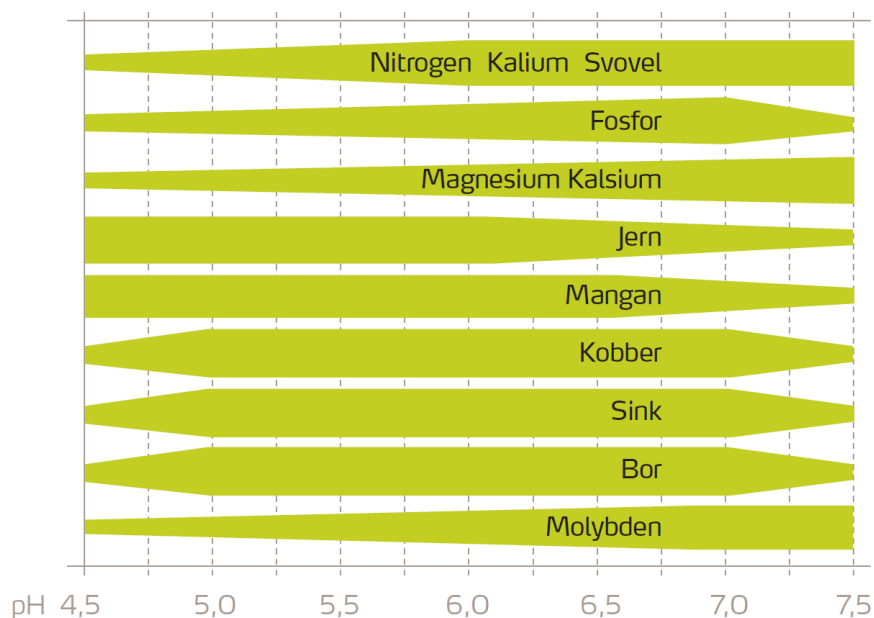
Figur 3: a) aromatiske ringstrukturer og funksjonelle grupper, b) laginndeling av aromatiske ringstrukturer og funksjonelle grupper, c) Usorterte grupperinger av lag med aromatiske ringstrukturer og funksjonelle grupper, d) Samlede pakker i «løk-struktur» (Kilde: (Preston & Schmidt, 2006))

2.2 Geokjemi & jordfysikk

For å forstå hva biokull kan gjøre for jord sine geokjemiske og fysiske egenskaper må en skjønne hva slags kjemiske og fysiske egenskaper jord har. Det er flere faktorer som spiller inn på jordens egenskaper som surhet (pH), kationbyttekapasitet (CEC), innhold av organisk materiale (OM), og jordens evne til å holde på/filtrere ut luft og vann (*jordfysikk*).

2.2.1 pH

Jordens pH påvirker direkte hvilke stoffer som er tilgjengelige i jordmiljøet (fig. 4), og sees derfor på som en av de viktigste variablene for jordkjemien. De viktigste næringsstoffene for planter er nitrogen (N), fosfor (P), og kalium (K), referert som NPK. Figur 4 viser at NPK minker betraktelige når $\text{pH} < 6$, derfor har sur jord en fare for lite tilgang til næringsstoffer. pH er en måleenhet på den negative logaritmen av H^+ -aktivitet (hydrogen), og den varierer veldig utfra hvilken jordtype. Det som regnes som sure jordtyper for eksempel *Pyritiske* jordtyper ($\text{pH} < 3$), jordtyper med $\text{pH} < 4,0$ - $4,5$ regnes med å ha blitt påvirket antropogent. Alkaliske jordtyper regnes som antropogent påvirket når $\text{pH} > 8,5$. Når $\text{pH} < 5,5$ - $5,0$ er det bekymringsverdig i et miljø- og agronomisk perspektiv (Essington, 2014).



Figur 4: tilgang av næringsstoffer avhengig av pH. Tykkere strek betyr større tilgjengelighet. Dette viser hvor varierende tilgang kan bli med varierende pH, og hvorfor en påvirkning av pH er viktig for jordens fruktbarhet (YARA, 2020).

Det er flere faktorer som kan påvirke en jords pH. Ved nedbørsoverskudd (Nedbør > evapotranspirasjon) kan basekationer vaskes ut ved at karboniske- og organiske syrer fremmer hydrolyseringsprosessen. Dette sørger for en utvasking av kalsium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), kalium (K^+) og natrium (Na^+), som videre forårsaker en forsuring av jordsmonnet. Løselig aluminium (Al^{3+}) hydrolyseres til AlOH^+ og $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, som bidrar til en forsuring (Essington, 2014). I landbruket er en kilde til forsuring bruk av ammonium (NH_4)-gjødsel, som blir omdannet til nitrat (NO_3^-) i en prosess kjent som *nitrifikasjon*. Denne prosessen innebærer bakterier i jordsmonnet, som omdanner ammonium til nitrat og løse hydrogen ioner. Økningen av hydrogen (H^+) i jordsmonnet tilsier minkende pH (UiO, 2011a).

For å motvirke de nevnte syredannende faktorene kan antropogen tilsetning av basiske midler være et alternativ. Det mest brukte alternativet er *kalking*; ved å tilsette kalsiumholdige løsninger til sur jord kan en øke dens pH. Eksempel på dette er *Kalksalpeter*TM (Prod. Yara) som inneholder vannløselig kalsium, dette erstatter H^+ og Al^{3+} på overflaten av jordpartikkelen, som videre øker pH (YARA, 2020).

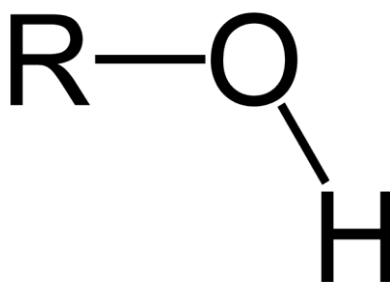
2.2.2 Kationbyttekapasitet og Basemetning

Kationbyttekapasitet, også kjent som *CEC*, er målet på jordas totale kapasitet til å holde på utbyttbare kationer. Kornfordeling er derfor en viktig faktor for CEC da en større overflate tilsier en større tetthet ladningsplasser (Lines-Kelly, 1993). Da basekationer som Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ og K^+ er positivt ladet er CEC en god indikator på jordens evne å ta opp disse, som videre kan sees på som plantetilgjengelige næringsstoffer. I tillegg estimeres utbyttbar aciditet som en andel av CEC. Dette oppgis gjerne som konsentrasjonen av H^+ som kreves å titrere ekstraktet tilbake til pH 7 Andre stoffer som tas opp av de negative ladningsplassene er NH_4^+ , Al^{3+} , jern (Fe^{2+} og Fe^{3+}), mangan (Mn^{2+}), kobber (Cu^{2+}), og sink (Zn^{2+}) (Sonon & Saha, 2022). For beregningen av CEC brukes følgende formel:

Formel 1:

$$CEC (cmol^+/kg) = \sum (H^+, Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+})$$

Typisk enhet i Norge er ofte oppgitt $Cmol^+/kg$. Partiklene i jord som normalt har størst betydning for CEC er OM, leirfraksjoner og Fe/Al (hydro)oksider. Disse partiklene har enten funksjonelle OH-grupper (*fig. 5*) tilknyttet OM, Fe/Al (hydro)oksider, eller isomorf substitusjon i leirpartikler (silisium (Si^{4+}) blir byttet med Al^{3+}) noe som gir en permanent negativ diffus overflateladning (Essington, 2014).

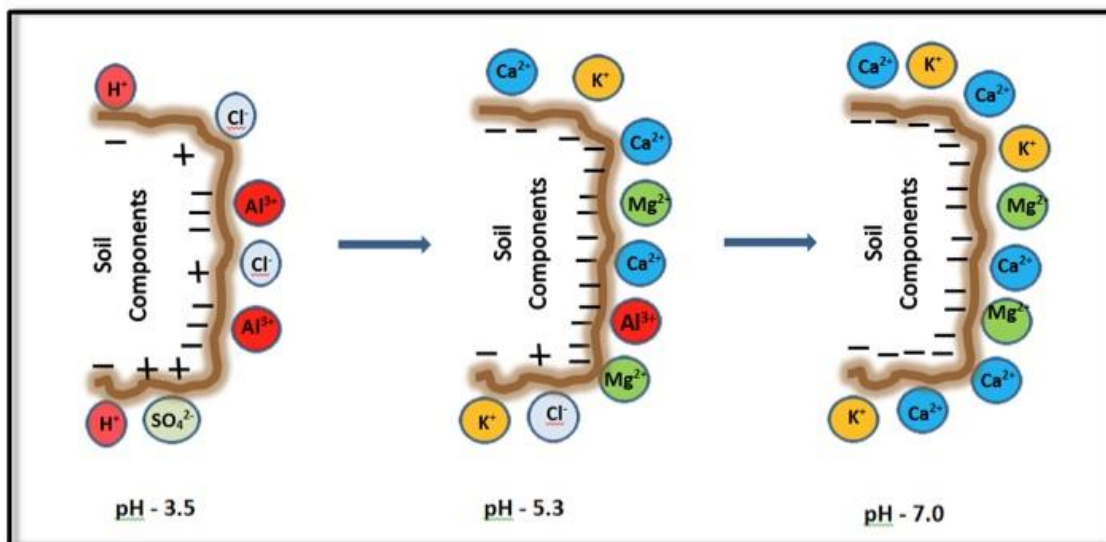


Figur 5: hydroksyl, et eksempel på en OH-gruppe (kilde: egen)

Ladningene til de funksjonelle gruppene på OM og Fe/Al (hydro)oksider blir også påvirket av jordas pH. Fe/Al (hydro)oksider har pH avhengig ladning der overflateladningen blir positiv med lav pH (protonering hvor H^+ bindes), eller negativ ved høy pH (deprotonering hvor H avgis). Point of zero charge (PZN) for jordpartikler beskriver ved hvilken pH overflateladningen = 0, altså ingen ladning. På samme måte har OM i jord pH-avhengige ladningsplasser, hvor OH-gruppenes landing påvirkes på samme vis (Essington, 2014). Leirpartikler har også pH-avhengige ladningsplasser på bruddflatene, som bestemmes av overflaten på mineralet, samt miljøet mineralet befinner seg i (America, 1974).

Jernoksidgrupper har veldig varierende overflateladning, da pH regulerer hvor mange jernioner (Fe^{3+}) er tilgjengelige, og gitt Fe^{3+} sin sterke ladning kan dette polarisere hydroksyloverflaten, derav variere andelen ladningsplasser. Aluminiumoksider har tilsvarende effekt (Essington, 2014). Organisk materiale i jord har og pH-avhengige ladningsplasser, hvor OH-bindingene blir påvirket av pH i jord grunnet dissosieringen av H^+ . Leirpartikler har og pH-avhengige ladningsplasser (America, 1974).

Figur 6 viser hvordan pH påvirker ladningsplasser, samt hvilke stoffer som bindes ved forskjellige pH nivåer. Ved å endre pH kan tilgjengeligheten av uønskede stoffer endres, eksempelvis er Al^{3+} tilgjengelig ved lav pH, noe som er toksisk for planter. Om pH økes blir ikke Al^{3+} lenger tilgjengelig, men om pH forblir for høy kan mangelsykdommer forekomme hos planter (Lines-Kelly, 1993). *Figur 6* viser pH-avhengige ladningsplasser. Ved lav pH (3.5) er det både positive og negative ladningsplasser, som kan sees på adsorpsjonen av anioner (positivt ladet) og kationer (negativt ladet). Når pH-stiger minker antall positive ladninger, og når $pH \approx 7$ ser vi dominans av negative ladninger. Derav kan plantetilgjengelige næringsstoffer endres med pH, noe som videre kan resultere i mangelsykdommer som tidligere nevnt.



Figur 6: kationer og anioner bundet til jord ved forskjellige pH nivåer, gående fra 3.5 – 7 (Sonon & Saha, 2022)

Basemetning (BS) er prosentandelen av jordens CEC som består av basekationene Ca^{2+} , Mg^{2+} og K^{+} . Kationene som står igjen, er Al^{3+} og H^{+} som regnes som sure kationer. Derav har en sur jord lav BS, imot en jord med høy pH hvor det er og høy BS. Dette regnes gjerne som en prosent mot total CEC og kan beregnes som vist i formel 2.

Formel 2:

$$\text{Base Saturation (BS) \%} = [(\sum \text{Ca}^{2+}, \text{Mg}^{2+}, \text{Na}^{+}, \text{K}^{+}) / \text{CEC}] \times 100$$

BS kan bli påvirket av planteopptak og nedbørsmengde (kap.2.2.1), om opptaket av basekationer er høyere enn tilførsel av nye, vil jorden enklere blir forsuret. Om det ikke gjødsles eller kalkes (enten naturlig eller antropogent) vil pH synke, noe som sørger for en forsuring av jordsmonn, og fruktbarheten til jorden vil bli svekket.

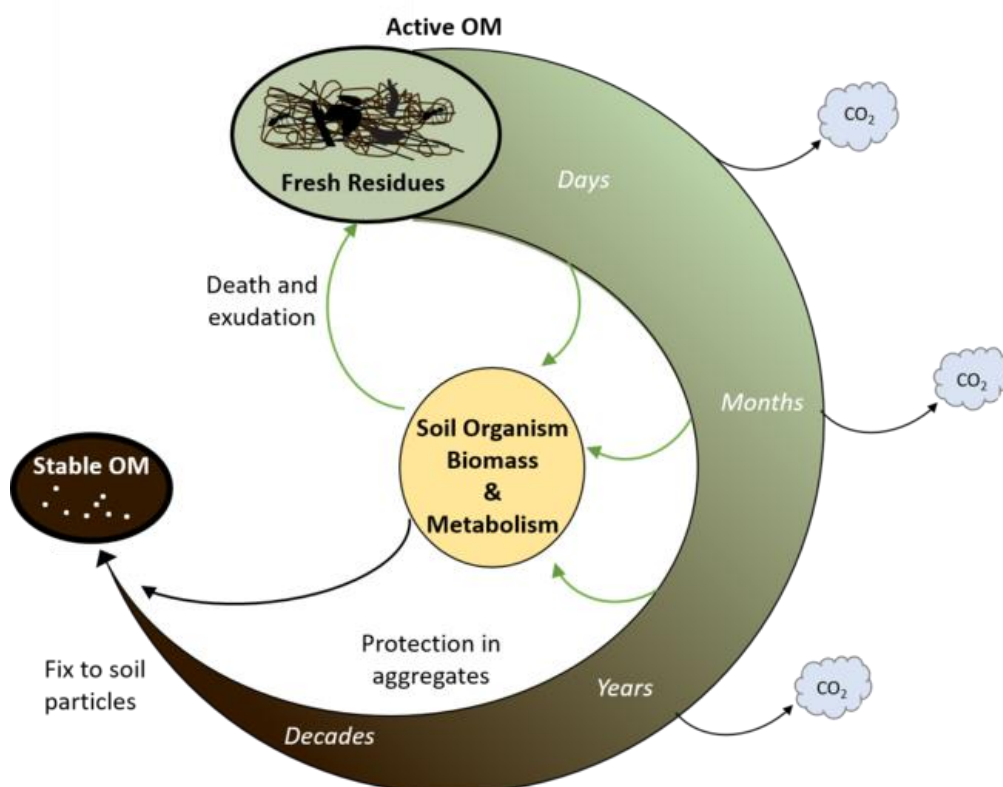
2.2.3 Innhold av Organisk Materiale

Organisk materiale (OM) er sammensatt av rester fra dyr, planter og mikrobiell aktivitet, samt mikroorganismer i jordsmonnet og produkter fra mikrobiell- og planteproduksjon. OM består av 58% organisk karbon (SOC), hvor de resterende 42% består av næringsstoffer (Hydrogen, Oksygen, Nitrogen, Fosfor, m.m) (Gasch, 2019). Videre kan OM deles opp i 2 hovedgrupper: Aktivt OM og stabilt OM.

Aktivt OM er andelen som er under nedbryting, og består av 10-20% av OM innholdet. Den aktive andelen blir brukt som næringskilde til den mikrobielle aktiviteten i jorden, grunnet frigjøringen av næringsstoffer. Aktivt OM regnes som relativt ungt OM (<5 år) (Gasch, 2019).

Stabilt OM (*humus*) er den store andelen av OM funnet i jord (60-90%). Denne andelen er sluttproduktet etter nedbrytingen av OM, og har lite innhold av næringsstoffer, men er fortsatt viktig for jordens fruktbarhet. *Humus* bidrar med en økning av jordens CEC, som videre kan hjelpe med opptaket av basekationer. Den økte CEC i jord hjelper med å forhindre en forsuring, noe som kalles for *bufferkapasitet*. En økning i jordens CEC bidrar og med tilgjengeligheten av næringsstoffer (kap.2.2.2), noe som bidrar videre til en økt fruktbarhet (Fenton et al., 2008; Gasch, 2019).

Nedbrytningsprosessen av OM er en tidkrevende prosess. Som vist i *figur 7* er det gitt at det krever titalls år fra det organiske avfallet blir tilsatt (aktivt OM) til det er prosessert til stabilt OM. I naturlig jord, upåvirket av mennesker, er dette en naturlig prosess som ikke nødvendigvis krever antropogen påvirkning. For landbruket derimot er dette en veldig treg prosess om en skal oppnå ønsket fruktbarhet, noe som sørger for utviklingen av antropogene midler/teknikker som kan påvirke/framskynde denne prosessen.



Figur 7: OM kretslop i jord (Gasch, 2019)

2.2.4 Jordfysikk

En jords evne å holde på vann og næringsstoffer er tilknyttet dens struktur. Jordtetthet og porøsitet er faktorene for dette. En jord med høy porøsitet og lav tetthet vil ha en høy infiltrasjonsgrad, og en med lav porøsitet og høy tetthet vil heller være utsatt for vannmetning. Aggregering og kornfordeling er faktorene som påvirker både tetthet og porøsitet, samt klima. Dette kan videre påvirke jordens evne til å holde på næringsstoffer da et større overflateareal har flere ladningsplasser, eksempelvis et leirpartikkel mot et sandkorn (Hao et al., 2008).

Jordens struktur blir veldig enkelt påvirket av nedbør, og avhengig av jordtype kan påvirkningen variere i styrke. Nedbørsoverskudd kan som nevnt i kapittel 2.2.1 forvitte jordsmonnet, noe som ikke bare kan påvirke pH. Når jorden forvittrer, blir jordmassen lettere å erodere (Bryhni & Røthe, 2022). Dette minker tilgjengeligheten av næringsstoffer siden de blir fysisk fraktet av vannmassene, samt det blir mindre fysisk område for planter å finne grobunn.

Infiltrasjonsevnen til en jord blir påvirket av jordens oppbygning; porer, aggregering, komprimering, og kornfordeling er eksempler. De jordfysiske egenskapene kan påvirke de jordkjemiske egenskapene. En varierende infiltrasjon kan endre hvilken tilstandsform elementer har siden tilgang til oksygen er en dominant faktor, tilsvarende pH. En endring i reduserende og oksiderende forhold (*Redoks*) kan påvirke hvilke elementer som er tilgjengelige for planter (Husson, 2012).

2.3 Jord og biokull sammen

Som nevnt i *kapittel 2.2.3* har jord tilgang til SOC, som har mange like egenskaper som BC. Problemet er påfyll av OM, samt tiden det tar å danne SOC, gjør BC til et aktuelt produkt å tilsette jordsmonnet. Ved å antropogent tilsette BC kan en forsterke jordens egenskaper over en kortere tid, samt tilføre til jord som ikke naturlig er rikt på OM.

2.3.1 Jordkjemiske egenskaper

Biokull sine jordforbedringsegenskaper skyldes dens fysiske struktur og kjemiske sammensetning. Disse egenskapene blir påvirket av hvordan råmaterialer biokullet er laget av, samt hvordan pyrolyseprosess er blitt gjort og pyrolysetemperatur (Singh et al., 2010).

Den høye adsorberingen av forurensende stoffer har sørget for en økning i forskning på biokull som et jordforbedringsmiddel, ikke bare sett i et landbruksperspektiv. Det store

fokuset er gjerne på forurensende stoffer, eksempelvis organiske forurensninger og tungmetaller, samtidig som en kan utnytte jordsmonnet som et karbonsluk (Das et al., 2023).

Ved omdanne organisk karbon funnet i biomasse til BC, unngås utslipp av forurensende gasser som karbondioksid (CO_2) og metan (CH_4) som dannes enten under nedbryting eller forbrenning. Denne sekvestreringen sees på som en stabil måte å sekvestrere karbon i jord, som videre kan hjelpe med bremsing av klimaendringer (Tisserant et al., 2022). Dette avhenger av en storskala implementering av BC i landbruket, men kan antas tilsvare et sluk på 12% av antropogent produsert CO_2 , per utslippstall fra 2010 (Woolf et al., 2010).

Ved å tilsette BC til jord kan pH øke, gitt askeinnholdet i BC-produktet (kap.2.1.2). Denne egenskapen kan hjelpe i et landbruksperspektiv, samt og et i jordforbedringsperspektiv. Dette løses per i dag av kalking (kap.2.2.1), men om en erstatter landbrukskalk med BC kan dette være en mulighet bremse klimaendringer, gitt BC sine egenskaper dekker en mengde bruksområder.

2.3.2 Jordfysiske egenskaper

Høyt overflateareal og porøsitet er de viktigste fysiske egenskapene til biokull (Layek et al., 2022), da tilsetning av BC kan brukes til å påvirke den naturlige eksisterende strukturen. En større overflatearealer betyr i korte trekk høyere adsorpsjon (CEC), og den økte porøsiteten hjelper med jordstruktur, slik at vannretensjonen kan endres (eksempelvis drenere lettere for en leirjord, eller holde på mer vann for en sandjord) (Verheijen et al., 2010).

For sandige jordtyper er det vist at ved å tilsette BC øker jordens vannholdningsevne, da jordtettheten minker, samtidig som porevolumet øker. Dette viser at BC kan hjelpe på jordfruktbarheten, men det er avhengig av hvilken jordtype det er snakk om. Sandige jordtyper som har høyt innhold av humus er vist med lite til ingen økning av tilgjengelig vann (Abel et al., 2012). Ved å tilsette BC til en jord med dårlig dreneringsevne kan enn unngår reduseringen av elementer, dette kan påvirke jordens fruktbarhet. Ved å øke dreneringsevnen til eksempelvis et oversvømt jordbruksområde kan utvasking av fosfor (P), som videre kan påvirke grunnvannskvaliteten (Scalenghe et al., 2002).

2.4 Problemstilling og formålet med forsøket

Som nevnt har BC mange gode egenskaper en kan utnytte som dekker en mengde områder. Nye publikasjoner (Martinsen et al., 2015; Munera-Echeverri et al., 2018; Singh et al., 2017) viser at BC sin CEC nok har vært overestimert frem til nylig. Det skyldes at metoder som er utviklet for jord, har vært benyttet uendret for å bestemme CEC. Hovedmålet med dette studie er da å sammenligne klassisk metode (altså denne for jord) med en optimalisert metode for å måle og verifisere om dette er tilfelle med produktene vi tester her. Altså om CEC reduseres etter behandling med optimalisert metode. Siden det er naturlig å anta at pyrolysen oksiderer de fleste funksjonelle gruppene på materialet, skal vi også teste om forbrenningstemperatur og råmateriale (*feed stock* på engelsk) har betydning for endelig CEC.

Formulert som kulepunkter ser delmålene slik ut:

- Bestemme CEC til 7 forskjellige BC, laget på forskjellige råmaterialer og pyrolysetemperaturer
- Analysere resultater mot hypoteser
- Se om forskjellig råstoff har en påvirkning på CEC
- Se om forskjellige temperatur har en påvirkning på CEC

Den klassiske metoden å måle CEC til BC er adaptert fra metoder brukt å måle CEC i jord (Singh et al., 2017). Metoden innebærer først nøytralisering av pH til ≈ 7 , slik at den senere tilsetningen av ammoniumacetat (NH_4^+ -ac) som er laget til pH = 7 skal reagere som ønskelig. Prøven blir så tilsatt en NH_4^+ -ac løsning som «bytter ut» kationene som er elektrostatisk bundet til partiklene i prøven. Så tilsettes kaliumklorid (KCl) som bytter ut NH_4^+ i prøven. Det er den nå utvaskede NH_4^+ som måles for beregningen av CEC.

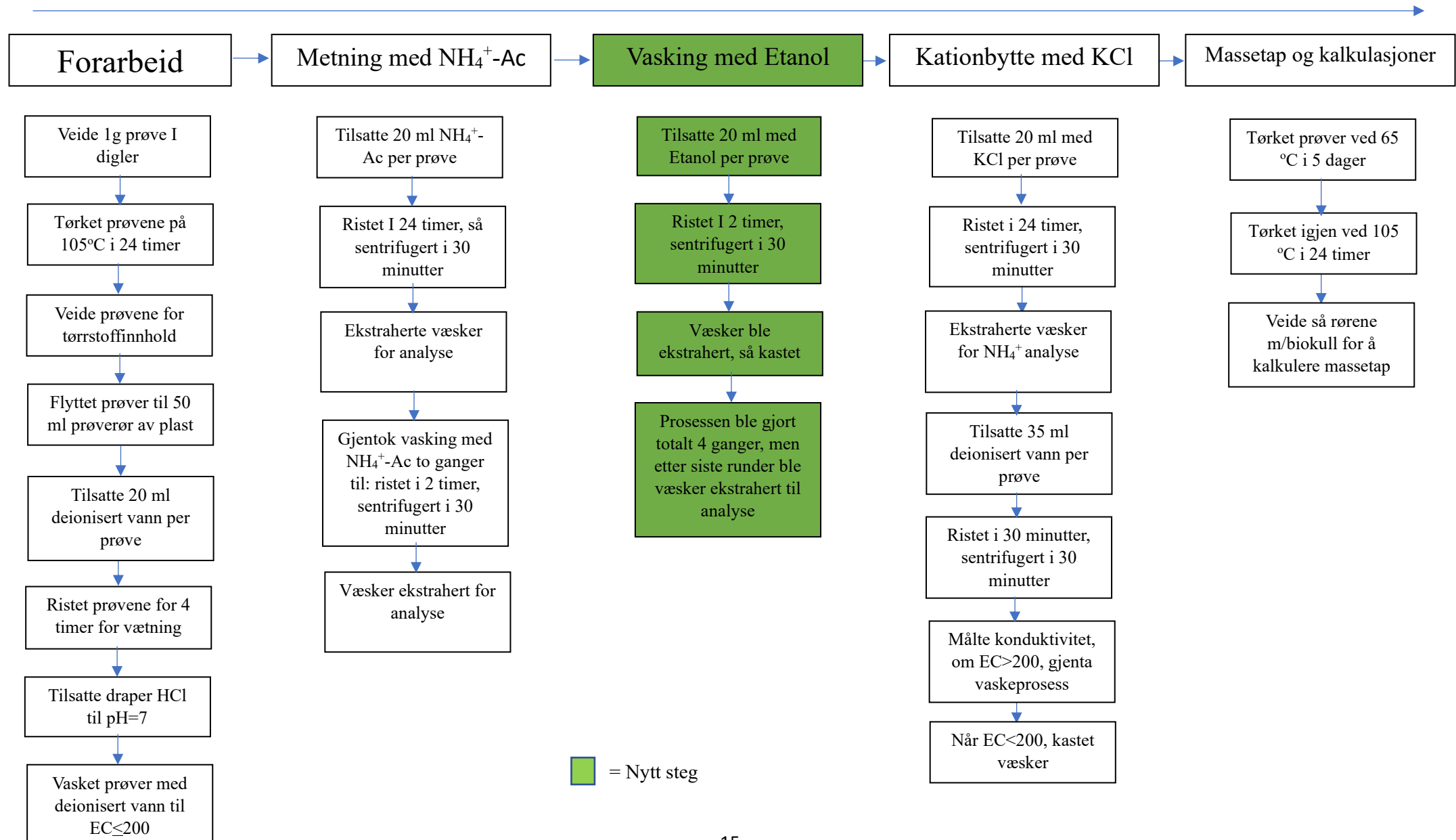
En mer optimalisert metode har blitt foreslått og testet (Munera-Echeverri et al., 2018; Singh et al., 2017). Ved å utføre et steg hvor prøven vaskes med en organisk løsning (etanol, isopropanol, eller vann) kan en fjerne den løse asken i prøven, som kan være en årsak til overestimeringen av BC sin CEC. Dette steget er satt mellom metning med NH_4^+ -ac og utbytning med KCl, da overfladisk NH_4^+ fjernes fra prøven. Det løse NH_4^+ er ikke elektrostatisk bundet til BC sin overflate, slik at det ikke representerer BC sin CEC.

På dette grunnlaget skal et forsøk å måle CEC på 7 forskjellige biokull gjennomføres, ved hjelp av optimalisert metode. Resultatene skal så diskuteres hva resultatene har å si for BC sine egenskaper, med fokus på CEC.

Forsøket gjennomføres med følgende hypoteser:

- (i) CEC etter bruk av optimalisert metode vil være signifikant lavere enn CEC målt etter bruk av det jeg her omtaler som klassisk metode
- (ii) Økning av forbrenningstemperatur vil redusere CEC
- (iii) CEC er signifikant forskjellig råmaterialer imellom

Tidslinje for forsøk



3. Metode

For å utforske hypotesene nevnt i kap. 2.3 skal et forsøk gjennomføres med BC-prøver sendt fra Norges Geologiske Institutt (NGI). Metoden som er brukt er hentet fra *Cation exchange capacity of biochar: An urgent modification* (Munera-Echeverri et al., 2018). Denne metoden bygger på den klassiske ammoniumacetatmetoden. Et nytt steg hvor en organisk væske blir brukt (eksempelvis isopropanol eller etanol) til å vaske ut overfladisk NH_4^+ . *Tabell 1* viser hvilke biokull som har blitt anvendt i forsøket.

Forsøket gjøres gjennom *batch*-metode, med tripler av hver prøve, slik at standardavvik kan tas høyde for.

Tabell 1: Biokullprøver brukt i forsøket, varierende i råmateriale, pyrolysetemperatur, og pH. Det er blitt brukt samme pyrolyseteknikk på alle prøvene.

Produktnavn	Råmateriale	Temperatur	pH
ULS-BC-800	Slam	800	8.54
ULS-BC-700	Slam	700	8.25
ULS-BC-600	Slam	600	8.43
MS-BC-600	Slam	600	8.28
DSL-BC-600	Slam	600	6.46
VS-BC-600	Slam	600	10.45
CWC-BC-600	Trevirke	600	9.31

1.1 Forarbeid

1 gram per prøve ble tatt ut i digeler med 3 duplikater per prøve, grunnet standardavvik skal tas med (prøver markert eksempelvis 1A, 1B, 1C, etc.). Prøvene ble så tørket ved 105 grader celsius i 24 timer før de ble flyttet over til 50 ml plastrør. Massetap mellom tørking og forflytting fra digel ble beregnet. Plastrør ble veid tomme først for beregning av massetap i slutten av forsøket. 20 ml deionisert vann ble tilsatt, for så ristet på *shaker-table* i 4 timer på 200 rpm. Dette sørger for god væting av prøvene.

1.2 Nøytralisering av pH

BC har naturlig høy alkalinitet brukes saltsyre (HCl) for å senke pH. Ønsket: $\text{pH} \approx 7$.

Forskjellige konsentrasjoner ble brukt for forskjellige prøver, da høyere pH gikk saktere ned enn en prøve med lavere pH (eksempelvis prøver med 11,42 i pH vs. 8,7). HCl ble tilsatt dråpevis, for så at prøver ble ristet for hånd, så målt igjen. Dette ble gjort over flere dager, da

noen prøver bufret veldig godt. Konsentrasjoner av HCl var 0.05 M, 0.1 M og 1 M, mengde i hver prøve er beskrevet i vedlegg. Etter ønskelig pH var nådd ble 20 ml vann tilsatt for så ristet på 200 rpm i 1 time (*shakertable*), så sentrifugert på 1700 G i 30 min. Konduktivitet ble så målt, og ønsket konduktivitet er under 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Om en prøve har over ønsket EC gjentas siste vaskingssteg til ønsket EC er oppnådd. Væsken ble så kastet.

1.3 Metning med Ammoniumacetat

Ammoniumacetat ($\text{NH}_4^+\text{-ac}$) ble tilsatt for løse ut utbyttbare basekationer. Løsningen ble laget til pH 7 og 1 Molar konsentrasjon. 20 ml ble tilsatt hvert prøverør før de ble ristet i 24 timer ved 200 rpm (*shakertable*). Prøvene ble så sentrifugert på 1700 G for 30 minutter. Væsken var så ekstrahert med pipette og lagret for analyse. Nye 20 ml med $\text{NH}_4^+\text{-ac}$ ble tilsatt for så ristet i 2 timer ved 200 rpm (*shakertable*), så sentrifugert på 1700 G i 30 min. Væsken ble så ekstrahert med pipette igjen for analyse. Prøvene ble saturert med $\text{NH}_4^+\text{-ac}$ 4 ganger, 1 á 24 timers risting, 3 á 2 timers risting. For hver gang ble væsken ekstrahert og samlet for analyse. Væsken ble flyttet til 15 ml plastrør, så lagret i kjøleskap.

1.4 Vasking med Etanol

Etanol blir brukt for å vaske ut NH_4^+ som ikke er bundet til biokullet. Etanol brukes til utvasking av overfladisk NH_4^+ , slik at det kun er igjen NH_4^+ som er elektrostatisk knyttet til BC. 20 ml etanol tilsettes hver prøve før de ristes i 2 timer på 200 rpm (*shakertable*), så sentrifugeres i 30 min på 1700 G. Deretter ekstraheres væskene og blir kastet. Dette gjøres totalt 4 ganger, men siste ekstrakt blir lagret for måling av NH_4^+ (kontroll), som ble analysert spektrofotometrisk.

1.5 Kationbytte med Kaliumklorid

Kaliumklorid (KCl) blir brukt for å bytte ut NH_4^+ som er bundet til biokullet. Prøvene blir så tilsatt 20 ml 2 M KCl, ristet i 24 timer på 200 rpm (*shakertable*), så sentrifugert på 1700 g i 30 min. Væskene ble så samlet for NH_4^+ analyse som gjøres spektrofotometrisk. Etter KCl har blitt ekstrahert tilsettes 35 ml deionisert vann for så å ristes 30 min på 200 rpm, så sentrifugeres på 1700 g i 30 min. Prøvene skal så nå en konduktivitet under 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Om over 200 må væsken ekstraheres og vaskeprosessen med deionisert vann gjentas. Prøvene har nådd $\text{EC} < 200$ ekstraheres væsken og kastes.

1.6 Massetap og CEC-beregning

Prøvene settes så til tørking i tørkeskap på 65 grader celsius i 5 dager. Det ble tatt en vurdering at alt vann ikke hadde blitt fjernet etter første tørking, så ny runde tørking på 105

grader celsius i 24 timer ble gjort. Prøvene ble så veid slik at massetap i løpet av forsøket kan kalkuleres, noe som er en viktig faktor for CEC-kalkulasjon. ICP-OES instrument ble brukt for analysen av ekstraktatene.

Formel som er blitt brukt for CEC beregning er hentet fra: (Singh et al., 2017)

Formel 3:

$$CEC (mmol_e/kg) = \frac{NH_4^+ conc. (mg/l) \times V (ml)}{molecular\ mass\ NH_4^+ (g/mol) \times W (g)}$$

Hvor:

V = Volum av ekstrakt

W = Vekt av tørket biokull

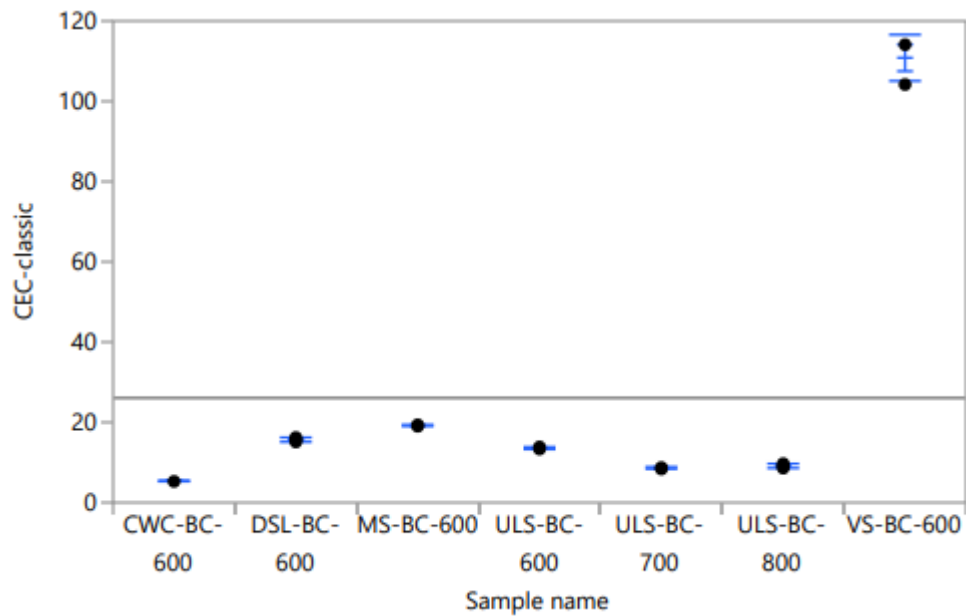
1.7 Statistikk

Statistikk er lagt til som vedlegg. Selve beregningene er gjennomført av Åsgeir R. Almås, men tolkningen er min egen.

Metodene som er brukt er parvis t-test (Tukeys), samt enveis variansanalyse. Signifikansnivå er $\alpha < 0.05$.

Programvaren som er benyttet er JMP[®] Pro, Version 16.0.0 (512257). SAS Institute Inc, NC, 1989-2023 (SAS, 2023)

4. Resultater



Figur 8: Enveis variansanalyse av CEC i Cmol/kg, målt ved å summere basekationer etter 1. utvask med NH_4^+ -ac.

Tabell 2: innhold av basekationer, målt i mengde (mg/L). Fargene illustrerer konsentrasjonen, tatt ut fra laveste til høyeste verdi.

sample name	Ca mg/L	Mg mg/L	Na mg/L	K mg/L
ULS-BC-800	54	8.4	5.0	27
ULS-BC-800	58	9.4	5.0	27
ULS-BC-800	63	9.4	5.7	28
ULS-BC-700	49	14	5.0	21
ULS-BC-700	47	13	5.5	22
ULS-BC-700	52	13	5.1	21
ULS-BC-600	83	19	6.3	27
ULS-BC-600	88	19	6.6	28
ULS-BC-600	84	18	6.7	30
MS-BC-600	140	24	4.3	21
MS-BC-600	140	23	4.3	21
MS-BC-600	140	22	3.8	21
DSL-BC-600	130	12	3.4	18
DSL-BC-600	130	10	3.1	16
DSL-BC-600	120	11	4.0	19
VS-BC-600	1100	23	0.99	4.3
VS-BC-600	1100	24	1.1	4.4
VS-BC-600	1000	24	1.0	3.8
CWC-BC-600	47	0.76	0.032	9.1
CWC-BC-600	48	0.81	0.27	9.7
CWC-BC-600	49	0.77	0.20	9.0

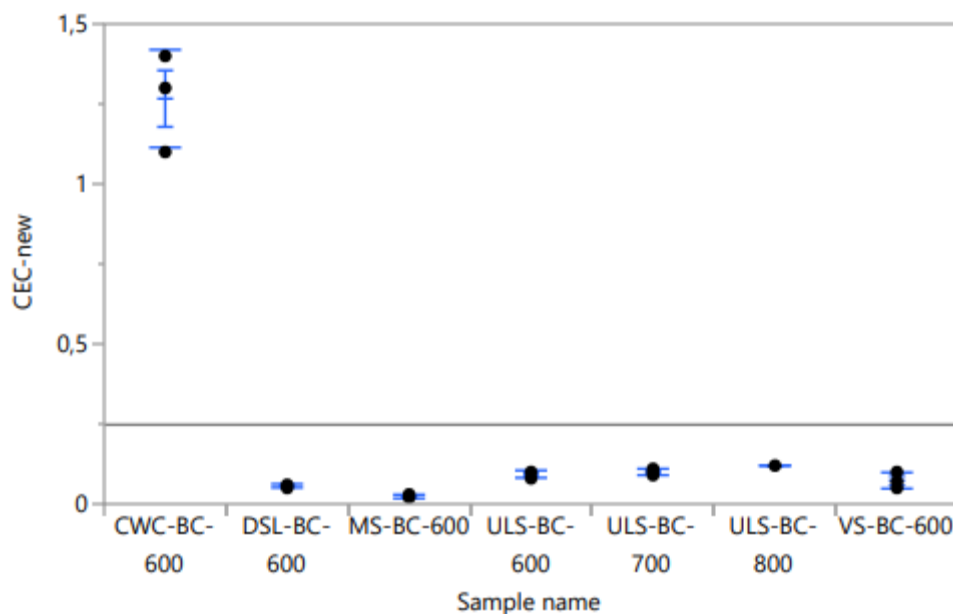
Fargekode: Lav verdi - Høy verdi

Tabell 3, innhold av basekationer, målt i ladning (cmol/kg). Fargene illustrerer konsentrasjonen, tatt ut fra laveste til høyeste verdi

sample name	Ca cmol/kg	Mg cmol/kg	Na cmol/kg	K cmol /kg
ULS-BC-800	5.4	1.4	0.40	1.4
ULS-BC-800	5.8	1.5	0.40	1.4
ULS-BC-800	6.3	1.5	0.50	1.4
ULS-BC-700	4.9	2.3	0.43	1.1
ULS-BC-700	4.7	2.1	0.48	1.1
ULS-BC-700	5.2	2.1	0.44	1.1
ULS-BC-600	8.3	3.1	0.55	1.4
ULS-BC-600	8.8	3.1	0.57	1.4
ULS-BC-600	8.4	3	0.58	1.5
MS-BC-600	14	3.9	0.37	1.1
MS-BC-600	14	3.8	0.37	1.1
MS-BC-600	14	3.6	0.33	1.1
DSL-BC-600	13	2	0.30	0.92
DSL-BC-600	13	1.6	0.27	0.82
DSL-BC-600	12	1.8	0.35	0.97
VS-BC-600	110	3.8	0.09	0.22
VS-BC-600	110	3.9	0.10	0.22
VS-BC-600	100	3.9	0.09	0.19
CWC-BC-600	4.7	0.1	0.0030	0.47
CWC-BC-600	4.8	0.1	0.0023	0.50
CWC-BC-600	4.9	0.1	0.017	0.46

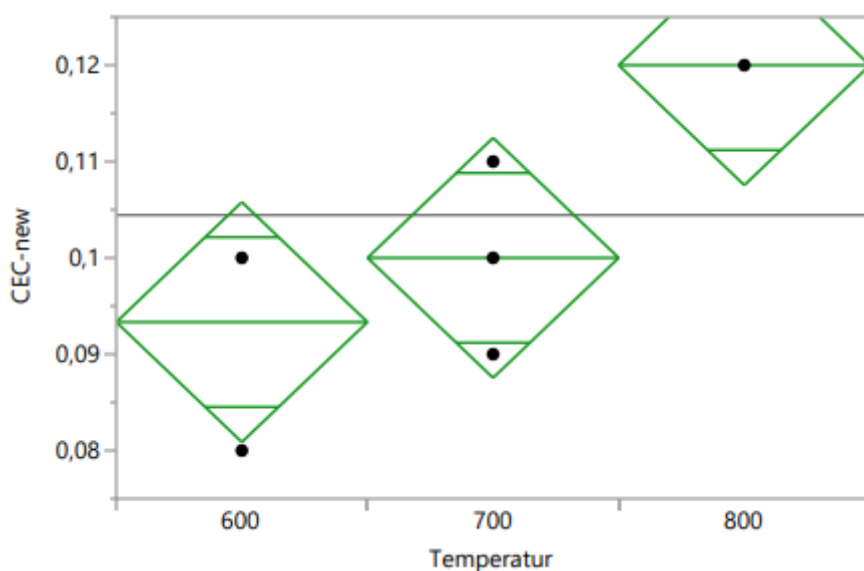
Fargekode: Lav verdi - Høy verdi

Figur 8 viser CEC beregnet ut fra de utbyttbare kationene i prøvene. Dette er ikke et konkret svar på hva CEC for hver prøve ut fra klassisk metode, men det gir en antydning av hva CEC-kunne blitt vurdert til ved å bruke klassisk metode. 6 av prøvene har relativt likt antall utbyttbare basekationer. Prøve VS-BC-600 er et slam som er naturlig rikt på kalsium (tabell 2) derav mye høyere tall enn de andre prøvene. Dette er noe som kunne påvirke CEC-beregningen til biokullet. Tabell 3 viser innhold av utbyttbare basekationer, og det vises klare tegn på forskjeller i BC. Ved å summere basekationene i tabell 3 kan en få et bilde på hvilke CEC verdier en kunne fått med klassisk metode. For å ha et konkret tall på CEC måtte kationene H^+ , Al^{3+} og NH_4^+ vært med i beregningen, noe som ikke er tatt med i dette forsøket (Formel 1).

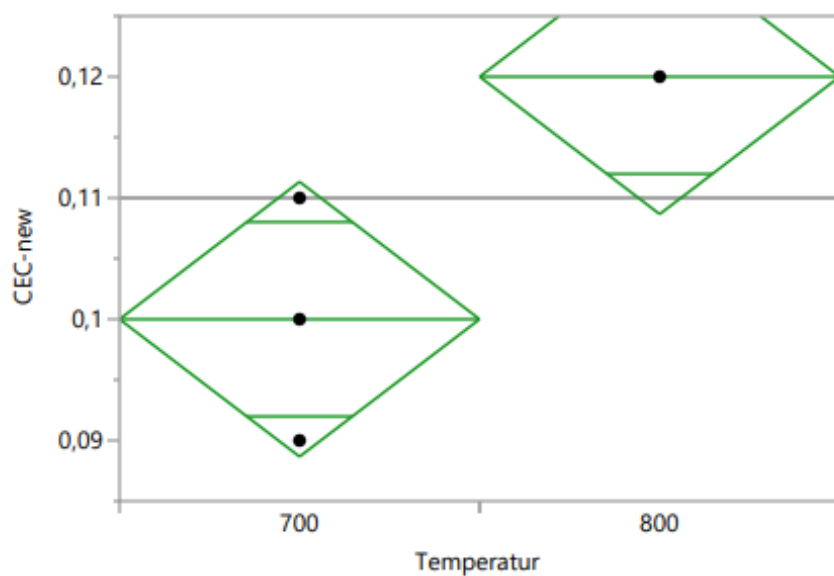


Figur 9: Enveis variansanalyse av CEC i cmol+/kg, målt etter metning med KCl.

Figur 9 viser beregnet CEC fra optimalisert metode. En ser generelt like tall blant 6 av prøvene, mens prøve CWC-BC-600 har høyere. Generell tolkning av dette resultatet er at det er veldig lav CEC. Selv om en av prøvene viser en høyere verdi så er generelt verdiene veldig lave, spesielt sammenlignet med resultatene av gamle metode figur 8.

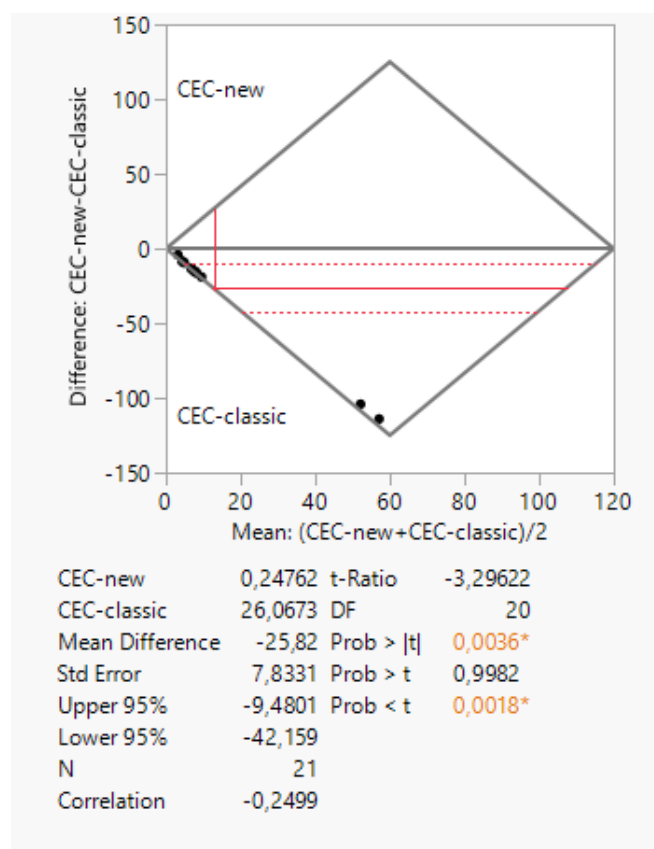


Figur 10: Enveis variansanalyse av CEC i cmol+/kg, optimalisert metode, med fokus på variasjon av pyrolysetemperatur



Figur 11: Enveis variansanalyse av CEC i cmol-/kg, optimalisert metode, variasjon mellom to pyrolysetemperaturer

Figur 10 og 11 viser at pyrolysetemperatur har en potensiell effekt for en BC sin CEC. Her har samme type råmateriale og produksjonsmetode blitt brukt, men temperatur har variert mellom 600, 700 og 800 grader.



Figur 12: Parvis Tukey t-test. Figurer viser at CEC-new minus CEC-classic (y-aksen) ligger significant under 0. X-aksen viser gjennomsnittsverdier for parene av hver prøve teste etter optimalisert og klassisk metode (n=20)

5. Diskusjon

5.1 CEC resultater fra optimalisert metode

Resultatene i *kapittel 4* viser tydelig at ved å endre metoden for CEC-målinger at CEC har signifikant lave verdier. Når tidligere artikler viser til CEC på $102 \pm 5.2 \text{ mmol}^+/\text{kg}$ (Hailegnaw et al., 2018), og verdier på så høyt som $516 \text{ cmol}^+/\text{kg}$ (Ling Zhao, 2013), kan en diskutere om CEC har blitt overvurdert. *Figur 9* viser signifikant lav CEC verdi på 6 av 7 prøver i dette forsøket, hvor alle er $<0.25 \text{ cmol}^+/\text{kg}$. Eneste prøven som hadde høyere CEC var prøven laget på trevirke (CWC), men med en fortsatt lav CEC på 11,3-13,7 cmol^+/kg .

Figur 8 viser markant høyere CEC enn optimalisert metode. For å simulere hva CEC verdier hadde vært ved bruk av klassisk metode er de løse kationene etter 1. vask med NH_4^+ -ac blitt summert. Denne metoden å beregne CEC er en standardisert metode hvor kationer i prøven blir summert, slik at CEC estimeres gitt antall ladninger (Singh et al., 2017). Denne metoden, lik klassisk metode nevnt i *kapittel 2.4*, inkluderer «løse» basekationer knyttet til asken. *Figur 8* viser hvor signifikant høyere verdier en får ved bruk av klassisk metode. Den store variasjonen mellom CEC-klassisk og CEC-optimalisert indikerer at metoden å summere basekationer gir veldig unøyaktige resultater mot den optimaliserte metoden. *Figur 12* viser hvor mye høyere snittverdi en finner ved bruk av klassisk metode mot optimalisert metode (26,0673 vs 0,2476). Snittet dras drastisk opp grunnet prøve VS-BC-600 sitt høye innhold av basekationer, spesifikt kalsium (*tabell 3*). Dette viser en signifikant overvurdering av CEC til BC brukt i dette forsøket, om en hadde benyttet seg av klassisk metode.

Dette er generelt veldig lave tall gitt tidligere nevnte rapporter; til et punkt at å tilsette BC vil ha lite, til ingen, innvirkning på jord sin CEC. Dette er tatt fra beslutningen at BC har høy CEC, ergo CEC i jord vil øke ved tilsetning av BC (Tomczyk et al., 2020). Ved at resultatene er såpass lave kan det være en god indikator at tidligere metoder har gitt for høye tall, og mer etablert metode må brukes i stedet. Dette forsterker konklusjonen til *Munera-Echverri* (Munera-Echeverri et al., 2018), samt viser at hypotese i) stemmer.

5.2 Påvirkning av råmateriale og pyrolysetemperatur

Variasjon i råmateriale og pyrolysetemperatur er påvirkende faktorer på BC sin CEC, noe hypotese ii) og iii) viser til. Tidligere har det blitt nevnt at biokull produsert på husdyrgjødsel har en høyere CEC enn BC som er produsert på rester fra dyrket mark og trevirke (Tomczyk et al., 2020). Om en ser på *figur 9* vises det at med optimalisert metode stemmer dette ikke,

hvor det heller er BC som er laget på trevirke (CWC) som faktisk har høyest CEC av prøvene i dette forsøket, men fortsatt signifikant lave verdier.

Variasjon i pyrolysetemperatur kan også være en faktor for variasjon av CEC. Ved å øke temperatur vil flere funksjonelle grupper brennes av, noe som videre vil minke CEC til BC (Mukherjee et al., 2011; Tomczyk et al., 2020; Zhao et al., 2012). *Figur 10* viser at temperatur har en innvirkning på CEC, men sett i et perspektiv av de lave CEC-verdiene generelt, vil temperatur har liten innvirkning. Det interessante å se på *figur 10* er hvor en økning av temperatur vært årsak til minking i CEC (Mukherjee et al., 2011; Tomczyk et al., 2020), hvor i dette forsøket vises at ved økt temperatur stiger CEC. Dette er fortsatt et lavt tall, og spørsmålet er hvordan dette kan oppstå. Temperaturene er henholdsvis 600, 700 og 800 °C, det kan være mulig at mesteparten av de funksjonelle gruppene som er nødvendig for CEC har allerede blitt brent av. Dette gjelder dog kun denne prøven med BC, slik at prøver med større variasjon i temperatur, eller varierende råmateriale bør undersøkes. Dette viser at hypotese ii) ikke stemmer.

Variasjon av råmateriale viser en større variasjon enn temperatur. Hovedforskjellen er mellom BC laget på slam og BC laget på trevirke (*fig. 9*). Trekullet (CWC-BC-600) har opp mot 10 ganger høyere CEC enn slamkullet, men må igjen nevnes at CEC fortsatt er meget lav (≈ 1.1 - $1.4 \text{ ccmol}^+/\text{kg}$). Dette kan skyldes at de funksjonelle gruppene funnet i slamkull er mindre stabile og påvirkes av lavere pyrolysetemperaturer, mens i trevirke tåler de høyere temperaturer (Singh et al., 2010).

Om en hadde brukt klassisk metode (*fig. 8*) ser en markante forskjeller i CEC gitt råmateriale. Temperatur har tilsvarende lik effekt som med optimalisert metode, noe som forsterker argumentet at $>600^\circ\text{C}$ pyrolysetemperatur har brent av nok funksjonelle grupper at variasjon i temperatur ikke er en dominant faktor. Variasjon i råmateriale dominerer mer variasjonen i CEC, gitt klassisk metode (*fig. 8*). Prøve merket VS-BC-600 har en mye høyere CEC enn de andre prøvene, og om en ser på tabell 3 ser en at det er en høy andel av kalsium (Ca^{2+}) i denne prøven som står for mesteparten av kationene. Dette er et argument at klassisk måte å måle CEC på er unøyaktig, sett sammenligning av optimalisert og klassisk metode på prøve VS-BC-600. Dermed kan hypotese iii) stemme, men gitt de signifikant lave CEC verdiene vist i dette forsøket kan denne variasjonen sees på som ubetydelig.

5.3 Kan BC ha en kalkningseffekt?

Tabell 3 viser hvordan en variasjon i råmateriale kan drastisk påvirke mengde og innhold av næringsstoffer. Dette kan vise at å tilsette BC med høyt innhold av næringsstoffer, og lav CEC, kan tilføre ønskede næringsstoffer til jord. Ved å tilsette BC med høyt innhold av basekationer (f.eks. VS-BC-600) kan en øke innhold av basekationer i jorden, som videre kan påvirke %BS (*kap.2.2.2*). Om %BS stiger kan egenskapen til å *bufre* en eventuell forsuring skje, derav kan jorden holde seg mer stabil i en ønsket pH sone. En øker den syrenøytraliserende faktoren (Acid Neutralizing capacity på engelsk, eller *ANC*), som er jordens egenskap å stå imot en forsuring.

At tilsetning av BC har en alkalisk effekt, er en tidligere utforsket egenskap. Tidligere forskning viser at tilsetning av BC til et surt jordsmonn har en kalkningseffekt (Buss et al., 2019; Cornelissen et al., 2018; Martinsen et al., 2015). Ved å tilsette BC til syrlige jordsmonn har det blitt observert markante endringer i jord pH. pH steg signifikant, grunnet en høyere ANC funnet i BC (Martinsen et al., 2015). Resultatene fra dette forsøket (*fig. 9* og *tabell 3*) viser at BC kan ha en høyere ANC enn først forventet, da tilgjengeligheten av basekationer er høyere, gitt at CEC er meget lav.

Å øke ANC med BC er da en egenskap som har potensiale, i sammenheng med karbonsekvistrering og jordfysiske egenskaper.

5.4 Konsekvenser av resultatene og andre utfordringer

Resultatene av dette forsøket styrker videre spørsmålet om klassisk metode for CEC måling har overvurdert BC sin CEC. Videre bruk av denne metoden bør undersøkes, slik at konsensusen om BC sin påvirkning av CEC kan bestemmes. Om det skulle vise seg å være et faktum at BC har meget lav CEC, vil en av hovedegenskapene til BC falle bort.

Dette utelukker ikke at BC har gode egenskaper en ønsker å utnytte, spesielt i et landbruksperspektiv. BC sine egenskaper å påvirke jordfysikken gjennom å sørge for infiltrasjons- og vannholdningsevne, samt sekvistrering av karbon og tilførsel av næringsstoffer, sørger fortsatt for at BC er et brukbart produkt. Da BC er et avfallsprodukt fra produksjonen av andre biomaterialer (eks. biogass og bioolje) kan bruken av BC sørge for en bedre sirkulærøkonomi og anvendelse av avfall (Weber, 2023). Fokuset til BC produksjon bør være i et fornybart perspektiv. Ved å bruke avfall som ellers ville blitt deponert (Weber, 2023) kan BC bidra til en mer sirkulær økonomi. I dette forsøket har 6 av BC blitt produsert på

slam, og en ser på *tabell 2* at slamkull har et signifikant høyere innhold av næringsstoffer. Det høye innholdet av næringsstoffer viser at BC produsert på slam kan være et godt alternativ til gjødsling i landbruket. Dette er i tillegg til de jordfysiske egenskapene BC kan tilføye. BC produsert på slam er vist å inneholde mindre mobile tungmetaller i motsetning til BC produsert på trevirke, noe som minker utfordringen at BC kan være en kilde til tungmetaller om tilført i jord (Sørmo et al., Upublisert).

ANC som en egenskap er veldig avhengig av råmateriale og pyrolysetemperatur. Som *tabell 2* viser er det stor variasjon av tilgjengelige basekationer i de forskjellige BC prøvene brukt i dette forsøket. Hvilken optimal pyrolysetemperatur for ANC bør undersøkes, da tilgjengelige basekationer varierer med temperatur (*tabell 3*).

IBI er en av flere organer som jobber med standardisering av biokull. Ved å sette strenge krav for innhold og produksjon av BC kan en videre sørge for at BC er et klimavennlig produkt, samt at BC som et produkt er så optimalisert som mulig, med de riktige egenskapene en ønsker (IBI, 2022).

En utfordring anvendelse av BC har, er avrenning og mengden BC som må tilsettes. Basekationene ligger «løst» knyttet til BC, gitt BC sin lave CEC. Dette resulterer i mulig transportering av basekationer ved hjelp av vann, noe som er veldig avhengig av jordens egen CEC (Domingues et al., 2020; Martinsen et al., 2015). Forsøk har blitt gjort med mål om å undersøke hvor lenge den positive effekten av BC varer, før ny tilsetning av BC må gjøres. Det viste seg å ta 3-5 vekstsesonger før nytt BC måtte tilsette, sett i en indonesisk *Ultisol* (Cornelissen et al., 2018). I et annet forsøk krevdes det 1% tilsetning av BC laget av kakao skall for å oppnå 0.5 enheter med pH. Dette var veldig avhengig av råmateriale og jordens egen CEC, da andre råmaterialer tilsvarte henholdsvis 0.04-0.05 pH enheter, gitt samme tilsetning (1% BC) (Martinsen et al., 2015).

Andre utfordringer på bruk av BC som et jordforbedringsmiddel er hvordan BC kan påvirke den biologiske aktiviteten i jord. BC er som nevnt meget stabilt, og tilsvarer stabilt OM som er funnet i slutten av nedbrytningssyklusen (*fig. 7*). Ved å tilsette BC til jord hopper en over steget hvor biota i jord omdanner OM til næringsstoffer, derav kan BC påvirke den biologiske aktiviteten (Lehmann et al., 2011).

6. konklusjon

Resultatene av dette forsøket beviser at optimalisert metode fremstiller en helt annen CEC i BC enn tidligere metoder har antatt. Til det punkt at CEC verdiene viser seg å være ekstremt lave, noe som har signifikant betydning for en av egenskapene til BC. Disse resultatene er med på å styrke argumentet at klassisk metode å måle CEC overestimerer verdiene, slik at optimalisert metode bør forskes videre på.

BC har fortsatt et potensiale å hjelpe med jordforbedring. Avhengig av råmateriale og pyrolysetemperatur kan BC bidra med basekationer som kan heve pH i en jord, samt tilføre jordsmonnet ønskede næringsstoffer. Dermed kan BC ha en syrenøytraliserende egenskap som kan være aktuelt for forbedring av sure jordsmonn. Egenskapene som karbonsekvistrering og endring av jordfysikk står uberørt av dette resultatet. BC kan fortsatt påvirkes av erosjon med vann, samt at næringsstoffene kan bli brukt opp, derav må tilsetningsintervallene undersøkes nærmere.

BC har et stort potensial som jordforbedrer, samt er et godt bidrag til den sirkulære økonomien og fokuset å bruke mer fornybare og miljøvennlige alternativer. Det anbefales videre forskning på BC, gitt at egenskaper kan ha blitt feilvurdert, slik det er vist i denne oppgaven.

7. Referanser

- Abdel-Fattah, T. M., Mahmoud, M. e., Ahmed, S. B., Huff, M. D., Lee, J. W., & Kumar, S. (2013). Biochar from woody biomass for removing metal contaminants and carbon sequestration. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 22, 6.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1226086X14003402>
- Abel, S., Peters, A., Trinks, S., Schonsky, H., Facklam, M., & Wessolek, G. (2012). Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. *Geoderma*, 202-203, 8.
https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706113000803?casa_token=OcJ2kT_xhQyMAAAAA:RhkuCDpQ4CpIOM3Y6n-AKTeU_nlvMb8z0GumAFaXSvw5bFxm_qWP8Oh-FW7-2mHqKuX8efZvgg
- America, S. S. S. o. (1974). *More Cation Exchange Capacity*. Soil Science Society of America.
<https://lmecon.evsc.virginia.edu/soils/handouts/CECslides2.html#:~:text=The%20constituent%20hydroxyls%20of%20the,source%20of%20pH%2Ddependent%20charge>.
- Biochar.co.uk. (2023). *Terra Preta soils*. <https://biochar.co.uk/terra-preta/>
- Biogreen. (2023). *What is Pyrolysis?* Retrieved 26.04.2023 from <https://www.biogreen-energy.com/what-is-pyrolysis>
- Bryhni, I., & Røthe, T. O. (2022, 01.12.2022). *Erosjon*. <https://snl.no/erosjon>
- Buss, W., Jansson, S., & Masek, O. (2019). Unexplored potential of novel biochar-ash composites for use as organo-mineral fertilizers. *Journal of cleaner production*, 208, 7.
https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652618332050?casa_token=MHyOCz4Q8hEAAAAA:CHavLdLNWivXzhBHdZ0K4FIXIsHHRpfGnK4iarPBXZjo6KAKLSLDfXxaOIAmDeurAEjsU15RxQ
- Cornelissen, G., Jubaedah, Nurida, N. L., Hale, S. E., Martinsen, V., Silvani, L., & Mulder, J. (2018). Fading positive effect of biochar on crop yield and soil acidity during five growth seasons in an Indonesian Ultisol. *Science Total Environment*, 634, 7.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718311409>
- Das, S. K., Gosh, G. K., & Avashte, R. (2023). Biochar application for environmental management and toxic pollutant remediation. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 13, 11.
<https://link.springer.com/article/10.1007/s13399-020-01078-1>
- Dellantonio, S. K. F. Z. A., Hamid, R., Ottner, F., Liedtke, V., Schwanninger, M., Gerzabek, M. H., & Soja, G. (2012). Characterization of Slow Pyrolysis Biochars: Effects of Feedstocks and Pyrolysis Temperature on Biochar Properties. *Journal of Environmental Quality*, 41(4).
<https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2134/jeq2011.0070>
- Domingues, R. R., Sánchez-Monedero, M. A., Spokas, K. A., Melo, L. C. A., Trugilho, P. F., Valenciano, M. N., & Silva, C. A. (2020). Enhancing Cation Exchange Capacity of Weathered Soils Using Biochar: Feedstock, Pyrolysis Conditions and Addition Rate. *Agronomy*, 10.
<https://www.mdpi.com/2073-4395/10/6/824>
- Essington, M. E. (2014). *Soil and Water Chemistry, An Integrative Approach*. CRC Press.
- Fenton, M., Albers, C., & Ketterings, Q. (2008). Soil Organic Matter. *Cornell University Cooperative Extension*. <https://franklin.cce.cornell.edu/resources/soil-organic-matter-fact-sheet#:~:text=Humus%20is%20the%20stable%20fraction,the%20final%20product%20of%20decomposition>.
- Gasch, C. (2019). *Soil organic matter in cropping systems*. <https://extension.umn.edu/soil-management-and-health/soil-organic-matter-cropping-systems>
- Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G., & Zech, W. (2000). The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften*, 88, 4.
<https://link.springer.com/article/10.1007/s001140000193>

- Gwenzi, W., Chaukura, N., Noubactep, C., & Mukome, F. N. D. (2016). Biochar-based water treatment systems as a potential low-cost and sustainable technology for clean water provision. *Journal of Environmental Management*, 197, 17. <https://reader.elsevier.com/reader/sd/pii/S030147971730302X?token=50C19607BDFBCB060CF59CB1D366FFF01560EEB01433E1B74DDD05FEA238583FDE8741078128380B7A766560272A70E9&originRegion=eu-west-1&originCreation=20230424115855>
- Hagenbo, A., Anton-Fernandez, C., Bright, R. M., Rasse, D., & Astrup, R. (2022). Climate change mitigation potential of biochar from forestry residues under boreal condition. *Science Total Environment*, 807. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721061222?via%3Dihub>
- Hailegnaw, N. S., Mercl, F., Pracke, K., Szakova, J., & Tlustos, P. (2018). Mutual relationships of biochar and soil pH, CEC, and exchangeable base cations in a model laboratory experiment. *Journal of Soils and Sediments*, 19, 11. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11368-019-02264-z>
- Hao, X., Hall, B. C., Culley, J. L. B., Carter, M. R., & Parkin, G. W. (2008). *Soil Density and Porosity*. Lethbridge Research and Development Centre. https://www.researchgate.net/profile/Xiying-Hao/publication/334099151_Chapter_57_Soil_Density_and_Porosity/links/5d168a0b458515c11c008c06/Chapter-57-Soil-Density-and-Porosity.pdf
- Husson, O. (2012). Redox potential (Eh) and pH as drivers of soil/plant/microorganism systems: a transdisciplinary overview pointing to integrative opportunities for agronomy. *Plant and Soil*, 362, 28. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11104-012-1429-7>
- IBI. (2022). *BIOCHAR STANDARDS*. International Biochar Initiative. <https://biochar-international.org/standard-certification-training/biochar-standards/>
- Kvakkestad, V., & O'Toole, D. R. A. (2022). *Norske gårdbrukeres vurderinger av biokull og andre klimatiltak*. NIBIO. https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/bitstream/handle/11250/3030824/NIBIO_RAPPORT_2022_8_135.pdf?sequence=1
- Layek, J., Nazari, R., Hazarika, S., Das, A., Rangappa, K., Devi, S., Balusamy, A., Saha, S., Mandal, S., Idagpuganti, R. G., Babu, S., Choudhury, B., & Mishra, V. K. (2022). Prospects of Biochar for Sustainable Agriculture and Carbon Sequestration: An Overview for Eastern Himalayas. *Sustainability*, 14. <https://www.mdpi.com/2071-1050/14/11/6684>
- Lehmann, J., Rillig, M. C., Thies, J., Masiello, C. A., Hockaday, W. C., & Crowley, D. (2011). Biochar effects on soil biota – A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(9), 24. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0038071711001805?via%3Dihub>
- Lines-Kelly, R. (1993). *Cation Exchange Capacity*. New South Wales Government. <https://www.dpi.nsw.gov.au/agriculture/soils/guides/soil-nutrients-and-fertilisers/cec#:~:text=pH%20and%20CEC,colloids%20increase%2C%20thereby%20increasing%20CEC>
- Manya, J. j. (2012). Pyrolysis for Biochar Purposes: A Review to Establish Current Knowledge Gaps and Research Needs. *Environmental Science & Technology*, 46, 16. <https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/es301029g>
- Martinsen, V., Alling, V., Nurida, N. L., Mulder, J., Hale, S. E., Ritz, C., Rutherford, D. W., Heikens, A., Breedveld, G. D., & Cornelissen, G. (2015). pH effects of the addition of three biochars to acidic Indonesian mineral soils. *Soil Science and Plant Nutrition*, 61, 13. <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/00380768.2015.1052985>
- Matdepartementet, L.-o. (2022). *Endringer i statsbudsjettet 2022 under Landbruks- og matdepartementet (Jordbruksoppgjøret 2022)*. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/prop.-120-s-20212022/id2913926/?ch=7>
- Mukherjee, A., Zimmerman, A. R., & Harris, W. (2011). Surface chemistry variations among a series of laboratory-produced biochars. *Geoderma*, 163(3-4), 8. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706111001091>

- Munera-Echeverri, J. L., Martinsen, V., Strand, L. T., Zivanovic, V., Cornelissen, G., & Mulder, J. (2018). Cation exchange capacity of biochar: An urgent method modification. *Science Total Environment*, 642, 7. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718320795>
- Nazir, R., & Khalid, S. (2022). *Biomass-Derived Materials for Environmental Applications*. Elsevier. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B9780323919142000039?via%3Dihub>
- Preston, C. M., & Schmidt, M. W. I. (2006). Black (pyrogenic) carbon: A synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions. *Biogeosciences*, 3, 23. <https://bg.copernicus.org/articles/3/397/2006/bg-3-397-2006.pdf>
- Rassat, A. (2020). *Innspill til regjeringens strategi for sirkulær økonomi*. <https://www.regjeringen.no/contentassets/445aed28340b43bd84b1b20c4e517bd2/norsk-biokullnettverk---innspill-til-nasjonal-strategi-for-sirkular-okonomi.pdf>
- SAS. (2023). JMP Pro. In S. I. Inc (Ed.), (Vol. JMP).
- Scalenghe, R., Edwards, A. C., Marsan, F. A., & Barberis, E. (2002). The effect of reducing conditions on the solubility of phosphorus in a diverse range of European agricultural soils. *European Journal of Soil Science*, 53(3), 8. <https://bsssjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1046/j.1365-2389.2002.00462.x>
- Singh, B., Camps-Arbestain, M., & Lehman, J. (2017). *Biochar: A Guide to Analytical Methods* (reprint ed.). CSIRO. <https://books.google.no/books?id=ieRrDgAAQBAJ&lpg=PP1&ots=zCDQ2qVIB3&dq=biochar%20a%20guide%20to%20analytical%20methods&lr&pg=PA76#v=onepage&q&f=true>
- Singh, B., Singh, B. P., & Cowie, A. L. (2010). Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research*, 48, 9. <https://www.publish.csiro.au/sr/sr10058>
- Sonon, L. S., & Saha, D. E. K. U. (2022). Cation Exchange Capacity and Base Saturation. *University of Georgia Extension*, 1040. [https://extension.uga.edu/publications/detail.html?number=C1040&title=cation-exchange-capacity-and-base-saturation#:~:text=Cation%20exchange%20capacity%20\(CEC\)%20is,soil%20solution%20for%20plant%20uptake](https://extension.uga.edu/publications/detail.html?number=C1040&title=cation-exchange-capacity-and-base-saturation#:~:text=Cation%20exchange%20capacity%20(CEC)%20is,soil%20solution%20for%20plant%20uptake)
- Sørmo, E., Adli, G. D., Menlah, G., Carlsson, P., Zivanovic, V., Flatabø, G., Almås, Å., & Cornelissen, G. (Upublisert). *Fate of heavy metals upon pyrolysis of diverse contaminated organic wastes: phase partitioning and pH- dependent leaching* [Manuskript innsendt tidsskrift].
- Sørmo, E., Silvani, L., Thune, G., Gerber, H., Schmidt, H. P., Smebye, A. B., & Cornelissen, G. (2020). Waste timber pyrolysis in a medium-scale unit: Emission budgets and biochar quality. *Science Total Environment*, 718. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720308457>
- Spokas, K. (2012). *Biochar*. Illinois Sustainable Technology Center. https://www.istc.illinois.edu/research/waste_utilization/biochar
- Thomassen, M. K., O'Toole, A., Joner, E., Tschentscher, R., Otte, P., Vik, J., Brobak, J., Horn, S., Vik, L., & Halvorsen, T. (2017). *Utvikling og implementering av biokull som klimatiltak i Norge*. <https://www.sintef.no/globalassets/sintef-teknologi-og-samfunn/avdelinger/arbeids-og-naringsliv/capture-biokull-som-klimatiltak-8-sept.pdf>
- Tisserant, A., Morales, M., Cavalett, O., O'Toole, A., Weldon, S., Rasse, D. P., & Cherubini, F. (2022). Life-cycle assessment to unravel co-benefits and trade-offs of large-scale biochar deployment in Norwegian agriculture. *Resource, Conservation and Recycling*, 179. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344921006388?via%3Dihub>
- Tomczyk, A., Sokolowska, Z., & Boguta, P. (2020). Biochar physiochemical properties: Pyrolysis temperature and feedstock kind effects. *Reviews on Environmental Science and Bio/Technology*, 19, 24. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11157-020-09523-3>
- UiO. (2011a, 07.07.2020). *Nitrifikasjon*. <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/n/nitrifikasjon.html>

- UiO. (2011b, 26.02.2022). *Trekull*. Institutt for biovitenskap, Universitetet i Oslo.
<https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/t/trekull.html>
- UNICEF. (2023). *Rent Vann*. <https://www.unicef.no/vart-arbeid/internasjonalt/helse-ernaering/vann#:~:text=2%2C2%20milliarder%20mennesker,mangler%20tilgang%20til%20trygt%20drikkevann>.
- Verheijen, F., Jeffery, S., Bastos, A. C., Velde, M. v. d., & Diafas, I. (2010). Biochar Application to Soils. *JRC Scientific and Technical Reports*.
<https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=d4820b6eee62448424730a1aa22fd507dcd452a0>
- Weber, K. (2023). *Biokull*. SINTEF.
<https://www.sintef.no/fagomrader/bioenergi/biokull/#:~:text=Biokull%2C%20ogs%C3%A5%20kjent%20som%20biokarbon,b%C3%A5de%20i%20prosessindustri%20som%20f>
- Woolf, D., Amonette, J. E., Street-Perrott, F. A., Lehman, J., & Joseph, S. (2010). Sustainable biochar to mitigate global climate change. *Nature Communications*, 1.
<https://www.nature.com/articles/ncomms1053>
- YARA. (2020). *Gjødselhåndboken*. https://www.yara.no/siteassets/crop-nutrition/gjodslingsrad/yara_gjodselhandbok_2020.pdf/#page=47
- Zhao, L., Cao, X., Masek, O., & Zimmerman, A. (2012). Heterogeneity of biochar properties as a function of feedstock sources and production temperatures. *Journal of Hazardous Materials*, 256-257, 9. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389413002707>

8. Vedlegg

Basekationer, utvask I (NH₄⁺-ac)

20/02/2023	MP-AES 4100 Agilent							
sample name	Ca	Ca	Mg	Mg	Na	Na	K	K
	mg/L	cmol/kg	mg/L	cmol/kg	mg/L	cmol/kg	mg/L	cmol /kg
Blank ammonium acetat	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Blank ammonium acetat	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Blank ammonium acetat	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Blank ammonium acetat	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
1a	54	5.4	8.4	1.4	5.0	0.40	27	1.4
1b	58	5.8	9.4	1.5	5.0	0.40	27	1.4
1c	63	6.3	9.4	1.5	5.7	0.50	28	1.4
2a	49	4.9	14	2.3	5.0	0.43	21	1.1
2b	47	4.7	13	2.1	5.5	0.48	22	1.1
2c	52	5.2	13	2.1	5.1	0.44	21	1.1
3a	83	8.3	19	3.1	6.3	0.55	27	1.4
3b	88	8.8	19	3.1	6.6	0.57	28	1.4
3c	84	8.4	18	3	6.7	0.58	30	1.5
4a	140	14	24	3.9	4.3	0.37	21	1.1
4b	140	14	23	3.8	4.3	0.37	21	1.1
4c	140	14	22	3.6	3.8	0.33	21	1.1
5a	130	13	12	2	3.4	0.30	18	0.92
5b	130	13	10	1.6	3.1	0.27	16	0.82
5c	120	12	11	1.8	4.0	0.35	19	0.97
6a	1100	110	23	3.8	0.99	0.09	4.3	0.22
6b	1100	110	24	3.9	1.1	0.10	4.4	0.22
6c	1000	100	24	3.9	1.0	0.09	3.8	0.19
7a	47	4.7	0.76	0.1	0.032	0.0030	9.1	0.47
7b	48	4.8	0.81	0.1	0.27	0.0023	9.7	0.50
7c	49	4.9	0.77	0.1	0.20	0.017	9.0	0.46
8 Lab Biokull	67	6.7	4.7	0.8	1.5	0.13	36	1.80
9 Lab Biokull	67	6.7	3.9	0.6	0.38	0.033	35	1.80
10 Lab Biokull	76	7.6	4.1	0.7	0.33	0.029	30	1.50

Basekationer, Utvask II (NH₄⁺-ac)

20/02/2023	Ca	Ca	Mg	Mg	Na	Na	K	K
sample name	mg/L	cmol /kg	mg/L	cmol/kg	mg/L	cmol/kg	mg/L	cmol/kg
Blank	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Blank	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Blank	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Blank	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
1a	17	1.7	2.4	0.39	1.1	0.096	4.2	0.21
1b	16	1.6	2.5	0.41	1.0	0.087	3.7	0.19
1c	17	1.7	2.5	0.41	1.1	0.096	4.4	0.22
2a	15	1.5	2.6	0.43	1.0	0.087	3	0.15
2b	14	1.4	2.2	0.36	0.95	0.083	2.5	0.13
2c	13	1.3	2.3	0.38	0.96	0.083	2.6	0.13
3a	19	1.9	2.8	0.46	1.1	0.096	3.8	0.19
3b	18	1.8	2.7	0.44	1.0	0.087	3.3	0.17
3c	21	2.1	4.1	0.67	1.6	0.14	5.7	0.29
4a	57	5.7	6.7	1.10	1.3	0.11	5.9	0.30
4b	32	3.2	3.3	0.54	0.79	0.069	2.6	0.13
4c	40	4.0	3.9	0.64	0.8	0.070	3.2	0.16
5a	25	2.5	1.6	0.26	0.64	0.056	1.8	0.09
5b	22	2.2	1.6	0.26	0.65	0.056	1.7	0.09
5c	21	2.1	1.6	0.26	0.74	0.064	2.1	0.11
6a	450	45	6.9	1.10	0.55	0.048	0.51	0.03
6b	470	47	8.5	1.40	0.61	0.053	0.75	0.04
6c	480	48	8.3	1.4	0.58	0.050	2.0	0.10
7a	18	1.8	0.36	0.059	0.045	0.0039	1.5	0.08
7b	9.5	0.95	0.19	0.031	0.088	0.0076	1.9	0.10
7c	6.6	0.66	0.14	0.023	0.064	0.0056	1.5	0.08

Basekationer, Utvask III (NH₄⁺-ac)

20/03/2023	Ca	Ca	mg/L	Mg	Na	Na	K	K
Sample Name	mg/L	cmol/kg	mg/L	cmol/kg	mg/L	cmol /kg	mg/L	cmol/kg
Blank	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Blank	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Blank	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Blank	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
1a	13	1.3	2.7	0.44	0.86	0.075	2.2	0.11
1b	12	1.2	2.5	0.41	0.83	0.072	2.1	0.11
1c	13	1.3	2.7	0.44	0.87	0.076	2.2	0.11
2a	11	1.1	1.9	0.31	0.87	0.076	2.0	0.10
2b	11	1.1	1.8	0.30	0.84	0.073	2.0	0.10
2c	10	1.0	1.9	0.31	0.87	0.076	2.1	0.11
3a	14	1.4	2.0	0.33	0.86	0.075	2.1	0.11
3b	13	1.3	1.9	0.31	0.89	0.077	2.1	0.11
3c	14	1.4	2.2	0.36	0.95	0.083	2.5	0.13
4a	26	2.6	2.7	0.44	0.58	0.050	1.7	0.09
4b	23	2.3	2.3	0.38	0.49	0.043	1.2	0.06
4c	23	2.3	2.3	0.38	0.48	0.042	1.4	0.07
5a	15	1.5	1.2	0.20	0.48	0.042	0.94	0.05
5b	15	1.5	1.2	0.20	0.44	0.038	0.91	0.05
5c	15	1.5	1.1	0.18	0.48	0.042	0.90	0.05
6a	340	34	4.9	0.81	0.27	0.023	0.54	0.03
6b	360	36	5.4	0.89	0.26	0.023	0.54	0.03
6c	360	36	5.5	0.90	0.28	0.024	0.57	0.03
7a	4.6	0.46	0.22	0.04	0.01	0.0010	1.4	0.07
7b	5.3	0.53	0.21	0.03	0.01	0.00087	1.7	0.09
7c	4.8	0.48	0.22	0.04	0.01	0.00080	1.6	0.08

Spektrofotometriske målinger etter siste vask med etanol

Sample Name	Conc. NH ₄ -N mg\L
1a	6.0
1b	6.4
1c	6.2
2a	9.3
2b	9.7
2c	11.6
3a	14.1
3b	14.2
3c	14.2
4a	14
4b	13
4c	13.5
5a	10.4
5b	10.9
5c	11.3
6a	11.6
6b	12.7
6c	13.1
7a	7.3
7b	9.0
7c	8.5

Spektrofotometriske målinger etter tilsetning av KCl + CEC beregninger

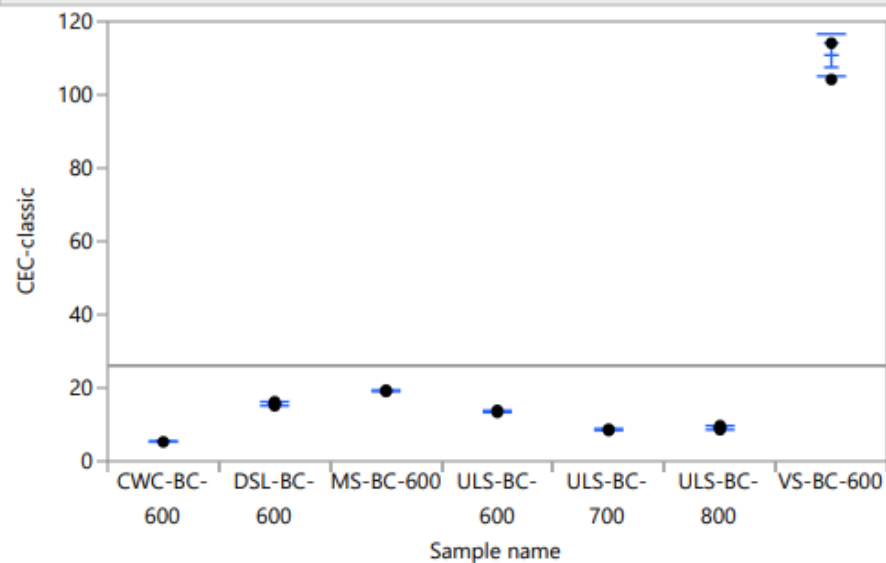
20/02/2023		Spektrofotometriske målinger av NH ₄ -N	CEC NEW		CEC OLD (tatt fra utvasking basic cat. 1)
Sample Name	Prøvebeskrivelse:	Conc NH ₄ -N mg/L	mmolc/kg	Cmolc/kg	CEC bc+ash (cmol/kg)
1a	ULS-BC-800	1.0	1.2	0.12	8.6
1b	ULS-BC-800	1.0	1.2	0.12	9.1
1c	ULS-BC-800	1.0	1.2	0.12	9.7
2a	ULS-BC-700	1.0	1.1	0.11	8.73
2b	ULS-BC-700	0.9	1.0	0.10	8.38
2c	ULS-BC-700	0.8	0.9	0.09	8.84
3a	ULS-BC-600	0.9	1.0	0.10	13.35
3b	ULS-BC-600	0.9	1.0	0.10	13.87
3c	ULS-BC-600	0.7	0.8	0.08	13.48
4a	MS-BC-600	0.2	0.2	0.02	19.37
4b	MS-BC-600	0.2	0.2	0.02	19.27
4c	MS-BC-600	0.3	0.3	0.03	19.03
5a	DSL-BC-600	0.5	0.6	0.06	16.22
5b	DSL-BC-600	0.5	0.6	0.06	15.69
5c	DSL-BC-600	0.4	0.5	0.05	15.12
6a	VS-BC-600	0.7	1.0	0.10	114.11
6b	VS-BC-600	0.4	0.5	0.05	114.22
6c	VS-BC-600	0.5	0.7	0.07	104.18
7a	CWC-BC-600	9.9	11.3	1.1	5.273
7b	CWC-BC-600	11.6	13.7	1.4	5.4023
7c	CWC-BC-600	10.8	12.7	1.3	5.477
8 Lab Biokull	Husstandard A	1.1	1.3	0.13	9.43
9 Lab Biokull	Husstandard A	1.1	1.3	0.13	9.133
10 Lab Biokull	Husstandard A	1.2	1.4	0.14	9.829

		pH	HCl brukt (ml)			
Vekt før forsøk	Vekt etter forsøk (m/tap)	pH (før titrering)	0.05 M	0.1 M	1 M	Vekt plastrør (20 ml)
1	0.95	8.57	1.2	0.24	0	13.19
1	0.95	8.53	1.24	0.2	0	13.07
1	0.96	8.51	1.24	0.2	0	13.11
1	0.98	8.25	0.88	0.28	0	13.17
1	0.99	8.26	1.04	0.28	0	13.12
1	0.98	8.24	0.96	0.24	0	13.11
1	1.02	8.44	0.88	0.28	0	13.09
1	1.01	8.44	1	0.28	0	13.19
1	1.02	8.40	0.88	0.28	0	13.2
1	1.05	8.28	0.76	0.28	0	13.14
1	1.05	8.28	0.8	0.32	0	13.15
1	1.04	8.27	1.0	0.28	0	13.12
1	0.94	6.48	0	0	0	13.09
1	0.98	6.48	0	0	0	13.18
1	0.94	6.41	0	0	0	12.93
1	0.8	10.50	19.8	0.76	0.96	13.04
1	0.82	10.42	26	0	0.64	13.02
1	0.85	10.42	24	0.24	0.88	13.06
1	0.97	9.1	0	1.08	0	13.11
1	0.94	9.44	1.32	0.48	0	12.9
1	0.94	9.38	1.56	0.48	0	13.08
1	0.92	8.27	1.4	0.24	0	13.05
1	0.94	8.18	1.16	0.24	0	13.13
1	0.92	8.28	1.08	0.36	0	13.11

CEC Ny vs. klassisk metode

Fit Group

Oneway Analysis of CEC-classic By Sample name

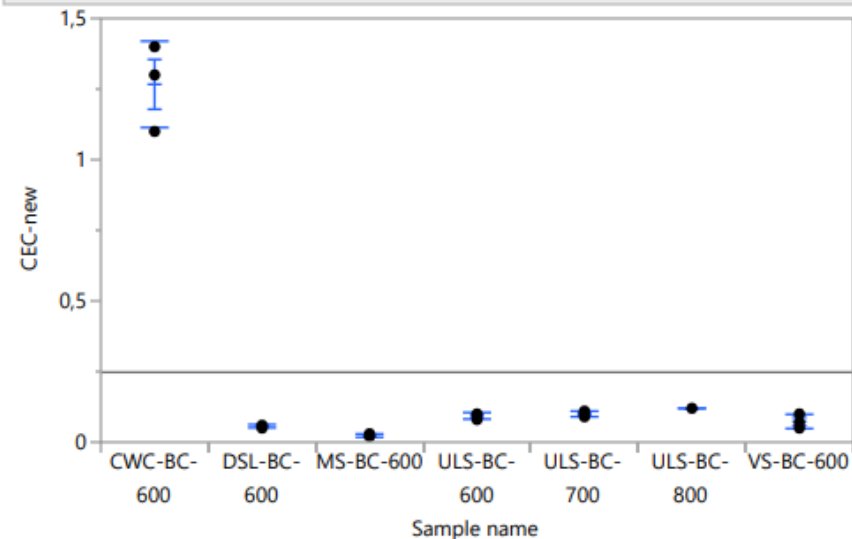


Means and Std Deviations

Level	Number	Mean	Std Dev	Std Err		
				Mean	Lower 95%	Upper 95%
CWC-BC-600	3	5,3841	0,1032106	0,0595887	5,1277106	5,6404894
DSL-BC-600	3	15,676667	0,5501212	0,3176126	14,31009	17,043243
MS-BC-600	3	19,223333	0,1747379	0,100885	18,78926	19,657406
ULS-BC-600	3	13,566667	0,2706166	0,1562406	12,894418	14,238916
ULS-BC-700	3	8,65	0,2402082	0,1386843	8,0532896	9,2467104
ULS-BC-800	3	9,1333333	0,5507571	0,3179797	7,765177	10,50149
VS-BC-600	3	110,83667	5,7651048	3,3284848	96,515352	125,15798

Fit Group

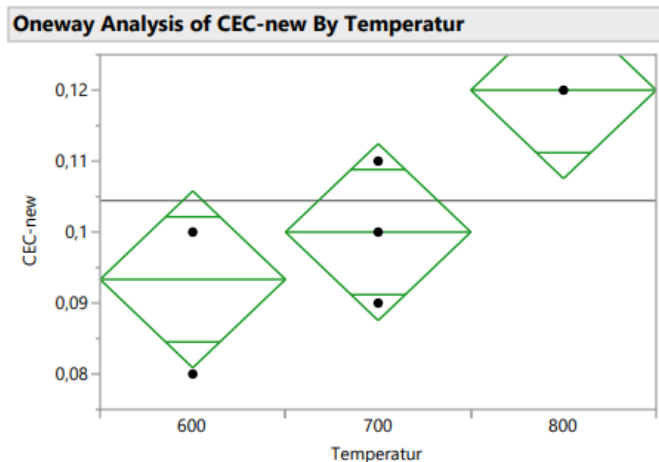
Oneway Analysis of CEC-new By Sample name



Means and Std Deviations

Level	Number	Mean	Std Dev	Std Err		
				Mean	Lower 95%	Upper 95%
CWC-BC-600	3	1,2666667	0,1527525	0,0881917	0,8872084	1,646125
DSL-BC-600	3	0,0566667	0,0057735	0,0033333	0,0423245	0,0710088
MS-BC-600	3	0,0233333	0,0057735	0,0033333	0,0089912	0,0376755
ULS-BC-600	3	0,0933333	0,011547	0,0066667	0,064649	0,1220177
ULS-BC-700	3	0,1	0,01	0,0057735	0,0751586	0,1248414
ULS-BC-800	3	0,12	0	0	0,12	0,12
VS-BC-600	3	0,0733333	0,0251661	0,0145297	0,0108172	0,1358494

CEC avhengig av temperatur (600, 700, 800) vs. (700, 800) & Tukey t-test



Oneway Anova

Summary of Fit

Rsquare	0,712329
Adj Rsquare	0,616438
Root Mean Square Error	0,008819
Mean of Response	0,104444
Observations (or Sum Wgts)	9

Analysis of Variance

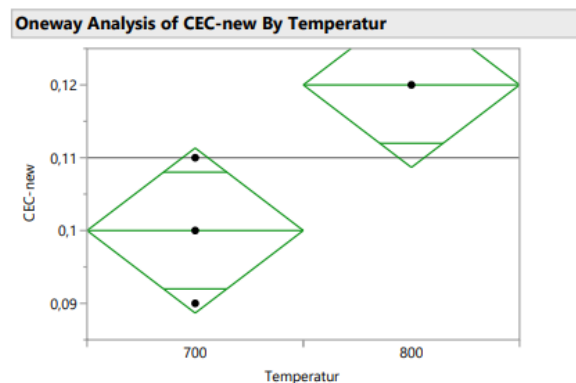
Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio	Prob > F
Temperatur	2	0,00115556	0,000578	7,4286	0,0238*
Error	6	0,00046667	0,000078		
C. Total	8	0,00162222			

Means for Oneway Anova

Level	Number	Mean	Std Error	Lower 95%	Upper 95%
600	3	0,093333	0,00509	0,08087	0,10579
700	3	0,100000	0,00509	0,08754	0,11246
800	3	0,120000	0,00509	0,10754	0,13246

Std Error uses a pooled estimate of error variance

Excluded Rows 12



Oneway Anova

Summary of Fit

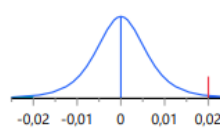
Rsquare	0,75
Adj Rsquare	0,6875
Root Mean Square Error	0,007071
Mean of Response	0,11
Observations (or Sum Wgts)	6

Pooled t Test

800-700

Assuming equal variances

Difference	0,020000	t Ratio	3,464102
Std Err Dif	0,005774	DF	4
Upper CL Dif	0,036030	Prob > t	0,0257*
Lower CL Dif	0,003970	Prob > t	0,0129*
Confidence	0,95	Prob < t	0,9871



Analysis of Variance

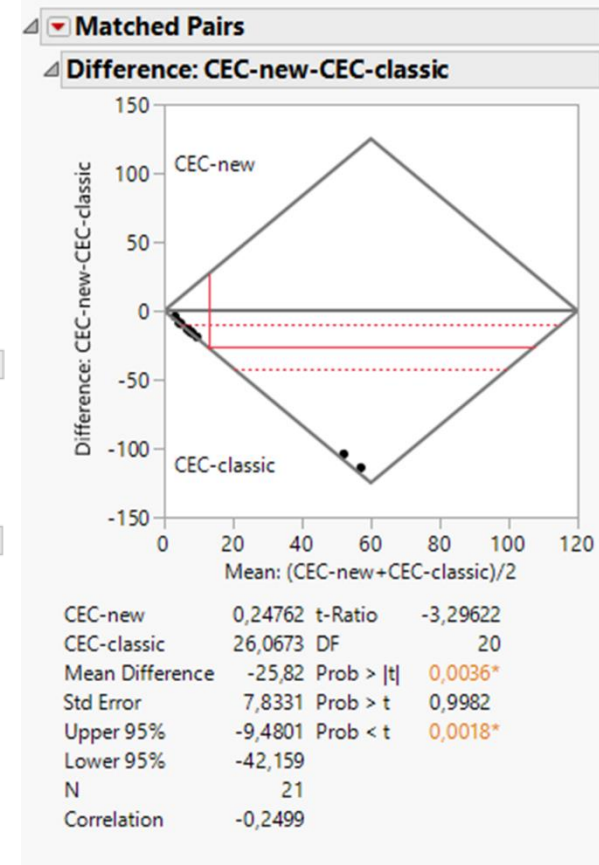
Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio	Prob > F
Temperatur	1	0,00060000	0,000600	12,0000	0,0257*
Error	4	0,00020000	0,000050		
C. Total	5	0,00080000			

Means for Oneway Anova

Level	Number	Mean	Std Error	Lower 95%	Upper 95%
700	3	0,100000	0,00408	0,08867	0,11133
800	3	0,120000	0,00408	0,10867	0,13133

Std Error uses a pooled estimate of error variance

Excluded Rows 15





Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway