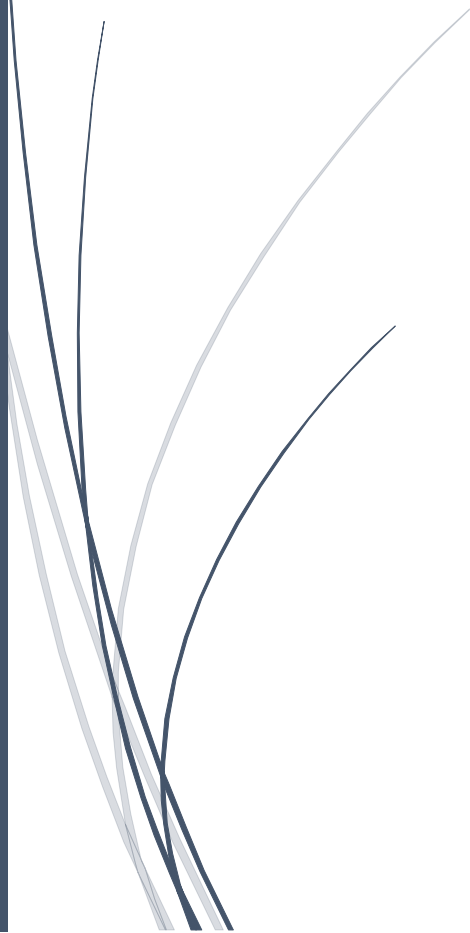


A dark blue vertical bar runs down the left side of the page. A blue arrow points to the right from this bar, containing the date.

01-06-2018

Vurdering af jords evne til at adsorbere zink, som en løsning på udvaskningen af zink fra kunstgræsbaner

Sammenligning af muldjord og
filtermuld

Several thin, curved lines in dark blue and light grey extend upwards from the bottom left corner, resembling blades of grass.

Louise Jakobsen
XCM-S40-U1 Kandidatspeciale
Institut for Kemi-, Bio- og Miljøteknologi
Det Tekniske Fakultet
Syddansk Universitet

Institut for Kemi-, Bio- og Miljøteknologi

Det Tekniske Fakultet

Syddansk Universitet

Campusvej 55

5230, Odense M

Vejledere:

Intern: Lektor, Birgitte Lilholt Sørensen

E-mail: bls@kbm.sdu.dk

Ekstern: Partner i DJ Miljø og Geoteknik P/S, Allan Kastrup

E-mail: ak@dj-mg.dk

Afleveret 1 juni 2018

Skrevet af

Studerende: Louise Jakobsen

E-mail: lojak13@student.sdu.dk

Abstract

Leaching of zinc from artificial turfs, because of the use of styrene-butadiene-rubber (SBR) infill, has been known for a long time. Whether or not this leached zinc has an impact on the environment, is not clear. Several studies have shown, that the zinc concentration in the drainage water are too high for it to be discharged into freshwater and marine water bodies. Although the opinions are many, whether the zinc concentration in the drainage water raise or fall with the aging of the turf, everyone show a presence of zinc in the drainage water.

To study the possibility, to use soils ability to adsorb zinc from the drainage water, there were made column tests. The purpose was to find and compare the zinc capacity of soil and filter mould, a type of humus mixed with sand. The soil was from Snekkersten and Solum A/S delivered the filter mould. To the column tests, there were used a zinc sulphate solution with a concentration about $5.000 \mu\text{g Zn/ml}$.

The zinc capacity for the soil was $1.887 \pm 249 \mu\text{g Zn/g}$ and for the filter mould it was $25.880 \pm 1.392 \mu\text{g Zn/g}$. There was also found a zinc capacity for the soil at $1.394 \pm 320 \mu\text{g Zn/g}$, which is the capacity before the breakthrough of zinc occurs. Before the breakthrough, the ratio between the zinc concentration in the inlet and outlet was 0,00. The breakthrough occurred around day 8.

At test made in beakers, which had the purpose to support the column tests, there were found a general bigger zinc capacity for the filter mould. It was found, for both soil and filter mould, that a low pH gives a minor adsorption of zinc. It can also be assumed, that a low pH washes out the zinc already bound in the soil.

Following calculations showed, that the amount of soil at the grass area adjacent to Snekkersten artificial turf, with a depth around 1,5 meters, could retain the leached zinc from the drainage water with a concentration of $5.000 \mu\text{g Zn/l}$, in more than 3.000 years. The calculation was strictly theoretical, and the value was relatively sensitive towards changes in the concentration of the leached zinc and net precipitation. With different values for the zinc concentration and net precipitation, the calculation of years varied with more than 5.000 years. However, after about 1.200 years the soil would be characterized as contaminated. Thus, it can be presumed, that soil with a similar composition as the one from Snekkersten, also can be used at establishment of future artificial turfs, potential as a layer beneath the turf.

Whether the filter mould can be used as a filter for the zinc in the drainage water from artificial turfs, cannot be concluded based on experiments done in this project. The retention time for the solution in 15 cm filter mould in the column test, was not sufficient, since the breakthrough of zinc occurred less than three hours from start. Therefore, several further experiments are required, to find the right amount of filter mould, which both takes the retention time and the amount of zinc it can retain into account, before the filter mould can be a solution.

Resumé

Udvaskning af zink fra kunstgræsbaner på grund af brug af styren-butadien-rubber (SBR) infill, har længe været i søgelyset. Hvorvidt zinkkoncentrationen i drænvandet fra disse kunstgræsbaner har en negativ effekt på miljøet, er ikke entydig. Flere undersøgelser viser dog, at zinkkoncentrationen i drænvandet er for høj til at det kan udledes til ferske og marine recipienter. Selvom meningerne er mange, om hvorvidt zinkkoncentrationen i drænvandet stiger eller falder med alderen af banen, så påviser alle en tilstedeværelse af zink i drænvandet.

For at undersøge hvorvidt man kan bruge jordens evne til at adsorbere zink fra drænvandet, blev der lavet kolonneforsøg. Formålet med disse kolonneforsøg var at finde og sammenligne muldjord og filtermulds zinkkapacitet. Muldjord kom fra Snekkersten, mens filtermulden var produceret af Solum A/S. Til kolonneforsøgene blev der brugt en zinksulfat opløsning med en koncentration omkring $5.000 \mu\text{g Zn/ml}$.

Zinkkapaciteten for muldjorden var $1.887 \pm 249 \mu\text{g Zn/g jord}$, mens den for filtermulden var $25.880 \pm 1.392 \mu\text{g Zn/g}$. Yderligere blev der fundet en zinkkapacitet for muldjorden på $1.394 \pm 320 \mu\text{g Zn/g}$, som afspejler den zinkkapacitet muldjorden har inden gennembruddet af zink finder sted. Inden gennembruddet var forholdet mellem zinkkoncentrationen i indløbet og i effluenten 0,00. Gennembruddet fandt sted omkring dag 8.

Ved bægerglasforsøg, som havde til formål at understøtte kolonneforsøgene, blev der fundet en generelt større zinkkapacitet for filtermulden. Ligeledes blev det fundet for både muldjord og filtermuld, at en lav pH giver en mindre adsorption af zink. Det kan også antages ud fra disse forsøg, at en lav pH udvasker zink der i forvejen er bundet i jorden.

Ved efterfølgende udregninger, blev det fundet at den mængde muldjord der ligger på græsarealet tilstødende til Snekkersten fodboldbane, med en dybde på omkring 1,5 meter, kan tilbageholde den udvaskede zink i drænvandet med en koncentration på $5.000 \mu\text{g Zn/l}$, i omkring 3.000 år. Udregningen var udelukkende teoretisk og ligeledes var værdien relativ følsom overfor ændringer i koncentrationen af den udvaskede zink og nettonedbør. Med forskellige værdier for zinkkoncentration og nettonedbør, varierede udregningen af år med mere end 5.000 år. Dog efter ca. 1.200 år, vil muldjorden kategoriseres som lettere forurenat. Det kan derfor antages, at muldjord med en lignende opbygning som den fra Snekkersten, også kan bruges ved anlæggelse af fremtidige kunstgræsbaner, eventuelt som et lag under kunstgræstæppet.

Om hvorvidt filtermuld kan bruges som et filter for zink i drænvandet fra kunstgræsbaner, kan ikke konkluderes ud fra forsøg lavet i dette projekt. Opholdstiden for opløsningen i 15 cm filtermuld i kolonneforsøget, var ikke tilstrækkelig, da gennembruddet af zink fandt sted under tre timer efter start. Derfor kræver det videre undersøgelser, for at finde den rette mængde filtermuld der både tager højde for opholdstiden og den mængde zink filtermulden kan tilbageholde, inden filtermuld kan være en løsning

Forord

Denne rapport er udført som et kandidatspeciale på 40 ECTS ved Institut for Kemi- Bio- og Miljøteknologi (KBM), Syddansk Universitet. Projektet er gennemført i perioden fra november 2017 til juni 2018.

Det eksperimentelle arbejde blev udført ved KBM, Syddansk Universitet. Dette strakte sig fra januar 2018 til april 2018. Indsamlingen af materiale, i form af muldjord og drænvand fra Snekkersten, blev hentet af DJ Miljø og Geoteknik P/S. Ligeledes sørgede DJ Miljø og Geoteknik P/S for afhentning af filtermuld hos Solum A/S.

Vejledere på projektet har været lektor Birgitte Lilholt Sørensen ved KBM og Allan Kastrup fra DJ Miljø og Geoteknik P/S.

Jeg vil gerne takke Birgitte Lilholt Sørensen for vejledning omkring projektet. Hun har været en stor hjælp til diskussion af data og tilbagemelding på afsnit af rapporten. Jeg sætter rigtig stor pris på hendes gode faglige hjælp. Jeg vil også gerne takke DJ Miljø og Geoteknik P/S, for uden dem havde dette projekt slet ikke været mulig. Særlige personer jeg gerne vil takke fra DJ Miljø og Geoteknik P/S er Allan Kastrup og Noelle Kehli. De har været meget behjælpssomme og bakket op om projektet under hele processen. Jeg er jer derfor meget taknemmelige. Til sidst vil jeg gerne takke lektor Knud Villy Christensen for hjælp i forbindelse med spørgsmål angående kolonneforsøg lavet i projektet.

Projektet har til formål at bidrage til den aktuelle viden omkring løsninger på udvaskning af zink fra kunstgræsbaner og hvorvidt denne udvaskning udgør en fare for miljøet. Dette er gjort ved eksperimentelle forsøg, hvor muldjord og filtermulds adsorptionsevne af zink findes og sammenlignes. Projektet er afsluttet med en bedømmelse og perspektivering om, hvorvidt filtermuld kan være en fremtid løsning ved anlæggelse af kunstgræsbaner.

Denne rapport er udarbejdet af:



1 juni 2018

Louise Jakobsen

Indholdsfortegnelse

Abstract	I
Resumé	II
Forord	III
Liste over figurer	VII
Liste over tabeller	IX
Forkortelser	1
1 Introduktion	2
1.1 Grundlæggende viden	2
1.2 Opbygning	3
1.3 Tømidler	5
1.4 Styren-butadien-rubber (SBR)	6
1.4.1 Udvaskning af miljøfremmede stoffer	7
1.5 Evaluering af zink i miljøet	8
1.6 Løsninger på udvaskningen af zink	10
1.7 Snekkersten - case study	11
1.7.1 Banens historie og opbygning	11
1.8 Hypotese og målsætning af dette projekt	13
1.9 Jordtyper der bruges i dette projekt	13
1.9.1 Muldjord	13
1.9.2 Filtermuld	14
2 Materialer og metoder	16
2.1 Opstilling	16
2.2 Kolonneforsøg	16
2.2.1 Muldjord	16
2.2.2 Filtermuld	17
2.2.3 Bestemmelse af vand i jordsøjle	17

2.3	Bægerglasforsøg	17
2.3.1	Pilot test.....	17
2.3.2	Drænvand	18
2.3.3	Zinksulfat opløsning.....	18
2.3.4	Zinksulfat opløsning og drænvand	18
2.3.5	Zinksulfat med lav pH	19
2.3.6	Zinksulfat og drænvand med lav pH.....	19
2.4	pH.....	19
3	Resultater	20
3.1	Kolonneforsøg	20
3.1.1	Muldjord.....	20
3.1.2	Filtermuld	21
3.1.3	Zinkkapacitet for muldjord og filtermuld	22
3.2	Sammenhæng mellem kolonneforsøg	24
3.2.1	Muldjord.....	24
3.2.2	Filtermuld	26
3.3	Bægerglasforsøg	28
4	Diskussion	34
4.1	Kolonneforsøg	34
4.2	Bægerglasforsøg	38
4.3	Fremtidige løsninger.....	41
4.4	Data kvalitet.....	47
5	Konklusion og perspektivering	49
	Referencer	52
	Appendix.....	55
	Appendix 1: Standarder til atomisk absorptions spektrometer	55
	Appendix 2: Opsætning af atomisk absorptions spektrometer	56

Appendix 3: Udregning af zinkkapacitet.....	57
Appendix 4: Hvor mange år jorden kan adsorbere den mængde zink der udvaskes.....	58
Appendix 4.1: Muldjord.....	58
Appendix 4.2 Filtermuld	59
Appendix 5: Hvor forurennet jorden er efter samlet antal år som filter	60
Appendix 5.1: Muldjord.....	60
Appendix 5.2: Filtermuld	60
Appendix 6: Hvor mange år jorden kan adsorbere den udvaskede zink inden jorden forurenes	61
Appendix 6.1: Muldjord.....	61
Appendix 6.2: Filtermuld	61
Appendix 7: Muldjord som filter under fremtidige kunstgræsbaner.....	62
Appendix 7.1: Antal år muldjorden kan adsorbere den udvaskede mængde zink	62
Appendix 7.2: Hvor mange år inden muldjorden forurenes	63

Liste over figurer

Figur 1: Antal kunstgræsbaner registeret i DBU Jylland (DBU Jylland 2016).	3
Figur 2: Eksempel på en opbygning af en 3. generationsbane (DHI 2013).	4
Figur 3: Snekkersten fodboldbane og dets orientering (Jørgen Hegner, personlig kommunikation)	11
Figur 4: Opbygning af fodboldbanen i Snekkersten (modificeret fra (DHI 2013)).	12
Figur 5: Drænmåtte der er anlagt på Snekkersten fodboldbane (Pentaplast 2018).	12
Figur 6: Forsøgssopstilling.	16
Figur 7: Gennembrudsgraf for kolonne 2 med muldjord. På x-aksen ses tiden i dage og på y-akserne ses hhv. zinkkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$) og C/C_0 forholdet, som er den aktuelle zinkkoncentration ($\mu\text{g Zn/ml}$) i effluenten over startkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$). Den blå graf viser zinkkoncentrationen som funktion af tiden. Den orange graf viser C/C_0 som funktion af tiden. Standardafvigelser er indsat for hvert målepunkt, da hver prøve blev målt tre gange. Den sorte vandrette linie viser startkoncentrationen af zinksulfat opløsningen og et C/C_0 forhold på 1.	20
Figur 8: Gennembrudsgraf for kolonne 1 med filtermuld. På x-aksen ses tiden i dage og på y-akserne ses hhv. zinkkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$) og C/C_0 forholdet, som er den aktuelle zinkkoncentration ($\mu\text{g Zn/ml}$) i effluenten over startkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$). Den blå graf viser zinkkoncentrationen som funktion af tiden. Den orange graf viser C/C_0 som funktion af tiden. Standardafvigelser er indsat for hvert målepunkt, da hver prøve blev målt tre gange. Den sorte vandrette linie viser startkoncentrationen af zinksulfat opløsningen og et C/C_0 forhold på 1.	21
Figur 9: Sammenligning af zinkkoncentrationer ($\mu\text{g Zn/ml}$) målt i effluenten fra kolonne 2 og 1 (blå), og 2 og 4 (orange) fyldt med muldjord. På x-aksen er zinkkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$) fra kolonne 2 afbildet og på y-akserne er zinkkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$) fra kolonne 1 og 4 afbildet. Indsat er tendenslinien for begge datasæt og ligeledes er korrelationskoefficienten (R^2) for at vise sammenhængen mellem de to datasæt..	24
Figur 10: Sammenligning af zinkkoncentrationer ($\mu\text{g Zn/ml}$) målt i effluent fra kolonne 2 og 5 (blå), og 2 og 3 (orange) fyldt med muldjord. På x-aksen er zinkkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$) fra kolonne 2 afbildet og på y-akserne er zinkkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$) fra kolonne 5 og 3 afbildet. Indsat er tendenslinien for begge datasæt og ligeledes er korrelationskoefficienten (R^2) for at vise sammenhængen mellem de to datasæt..	25

Figur 11: Sammenligning af zinkkoncentrationer ($\mu\text{g Zn/ml}$) målt i effluenten fra kolonne 2 og 1 (blå), og 2 og 3 (orange) fyldt med filtermuld. På x-aksen er zinkkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$) fra kolonne 2 afbildet og på y-akserne er zinkkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$) fra kolonne 1 og 3 afbildet. Indsat er tendenslinien for begge datasæt og ligeledes er korrelationskoefficienten (R^2) for at vise sammenhængen mellem de to datasæt.. 26

Figur 12: Sammenligning af zinkkoncentrationer ($\mu\text{g Zn/ml}$) målt i effluenten fra kolonne 2 og 4 fyldt med filtermuld. På x-aksen er zinkkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$) fra kolonne 2 afbildet og på y-aksen er zinkkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$) fra kolonne 4 afbildet. Indsat er tendenslinien og ligeledes er korrelationskoefficienten (R^2) for at vise sammenhængen mellem de to datasæt..... 27

Figur 13: Sammenligning af adsorberet zink ($\mu\text{g Zn/ml}$) i muldjord (orange) og filtermuld (blå) ved seks forskellige startkoncentrationer ($\mu\text{g Zn/ml}$) af en zinksulfat opløsning. For hver måling er der indsat en standardafvigelse, da hver opløsning blev lavet i to replikater. 29

Figur 14: Sammenligning af adsorberet zink ($\mu\text{g Zn/ml}$) i muldjord (orange) og filtermuld (blå) ved seks forskellige startkoncentrationer af en 50/50 blanding af zinksulfat opløsning og drænvand fra Snekkersten fodboldbane. For hver måling er der indsat en standardafvigelse, da hver opløsning blev lavet i to replikater. 30

Figur 15: Adsorberet zink ($\mu\text{g Zn/ml}$) i muldjord (orange) og filtermuld (blå) ved seks forskellige startkoncentrationer af en zinksulfat opløsning med lav pH. For hver måling er der indsat en standardafvigelse, da hver opløsning blev lavet i to replikater. 31

Figur 16: En sammenligning af adsorberet zink ($\mu\text{g Zn/ml}$) i muldjord (orange) og filtermuld (blå) ved seks forskellige startkoncentrationer af en 50/50 blanding af zinksulfat opløsning og drænvand fra Snekkersten fodboldbane med lav pH. For hver måling er der indsat en standardafvigelse, da hver opløsning blev lavet i to replikater..... 32

Figur 17: Zinkkoncentrationer ($\mu\text{g Zn/l}$) i drænvandet fra Snekkersten fodboldbane. På x-aksen ses datoer for måling af zinkkoncentrationer i drænvandet, samt hvornår filtermuld blev tilsat og den senere supplering af filtermuld. På y-aksen ses zinkkoncentration i $\mu\text{g Zn/l}$ (DJ Miljø & Geoteknik P/S, personlig kommunikation, 28. september 2017). 44

Liste over tabeller

Tabel 1: Tekstur af muldjord opdelt efter grus, grov-, mellem- og finsand og silt/ler. Vist er kornstørrelse (mm) og den procentvise fordeling (%).	14
Tabel 2: Muldjords indhold af henholdsvis bly, cadmium, chrom, kobber, nikkel og zink (mg/kg TS).	14
Tabel 3: pH-værdi, indhold af organisk stof og kationbytningskapacitet (CEC) for muldjorden. (*pH-værdi er målt efter Dansk Standard DS/ISO 10390 1. udgave "Jordundersøgelse - Bestemmelse af pH").	14
Tabel 4: Tekstur af filtermuld og den procentvis fordeling af korntyper (%).	15
Tabel 5: pH-værdi og kationbytningskapacitet (CEC) for filtermulden. (*pH-værdi er målt efter Dansk Standard DS/ISO 10390 1. udgave "Jordundersøgelse - Bestemmelse af pH").	15
Tabel 6: Den totale gennemsnitskapacitet for zink angivet i $\mu\text{g Zn/g}$ med tilsvarende standardafvigelse. Værdier sammenlignet mellem muldjord og filtermuld.	23
Tabel 7: Gennemsnitskapacitet for zink for muldjorden, inden gennembrudstidspunktet af zink finder sted, angivet i $\mu\text{g Zn/g}$ jord med tilsvarende standardafvigelse.	23
Tabel 8: Adsorberet zink ($\mu\text{g Zn/ml}$) i muldjord og filtermuld med drænvand fra Snekkersten fodboldbane, drænvand med lav pH og drænvand med høj pH. Vist er standardafvigelsen, da hver opløsning blev lavet i to replikater.	28
Tabel 9: Zinkkapaciteten ($\mu\text{g Zn/g}$) for både muldjord og filtermuld i fire forskellige opløsninger. En zinksulfat opløsning, en 50/50 blanding af zinksulfat opløsning og drænvand fra Snekkersten fodboldbane og ved tilsætning af svovlsyre, for at opnå en lav pH, til begge opløsninger.	33
Tabel 10: Sammenligning af to zinksulfat opløsninger. Vist er den afmålte mængde zinksulfat (g) og den gennemsnitlige zinkkoncentration ($\mu\text{g Zn/ml}$) målt i de to opløsninger.	47
Tabel 11: Aflæste zinkkoncentrationer ($\mu\text{g Zn/ml}$) og adsorptioner fra to prøver på AAS fortyndet med faktor 100. Prøverne blev hver aflæst tre gange.	48
Tabel 12: Mængde af zink standard der blev brugt for at opnå en kendt zinkkoncentration.	55

Forkortelser

AAS	Atomisk Absorptions Spektrometer
BAT	Bedste Tilgængelige Teknik (fra engelsk: Best Available Technique)
CEC	Kationbytningskapacitet (fra engelsk: Cation Exchange Capacity)
CMA	Calciummagnesiumacetat
EDPM	Ethylen-Propylen-Dien-Monomer
LC50	Dødelig koncentration overfor 50% (fra engelsk: Lethal Concentration Fifty)
MKK	Miljøkvalitetskrav
NaOH	Natriumhydroxid
PE	Polyethylen
PP	Polypropylen
PUR	Polyuretan
SBR	Styren-butadien-rubber
TPE	Termoplastisk Elastomer
TS	Tørstof
VKK	Vandkvalitetskriterie

1 Introduktion

1.1 Grundlæggende viden

Udviklingen af kunstgræs startede tilbage i 1960'erne, hvor den første generation af kunstgræs blev introduceret. Dette kunstgræs var lavet af korte plastikfibre. I starten af 1980 blev 1. generation dog erstattet af en forbedret udgave, hvor sand blev brugt som infill (Kolitzus 2007, Cheng, Hu et al. 2014). Dette gav kunstgræsset tyngde og stabilitet og gjorde 2. generation af kunstgræs mere populær (Nilsson, Malmgren-Hansen et al. 2008, Cheng, Hu et al. 2014). Dog var der problemer relateret til brugen af kunstgræs, når det blev brugt til fodboldbaner. Kunstgræsset gav ikke tilstrækkelig friktion og absorption, så bolden fik en unaturlig præstation i forhold til naturligt græs. Ligeledes ville alle spillere der faldt eller gled på banen, risikere at få brændemærker (Installitdirect 2017, WRAP 2017).

En forbedring af denne, var den såkaldte 3. generation af kunstgræs, som blev introduceret i slutningen af 1990 (Kolitzus 2007, Cheng, Hu et al. 2014). Denne generation adskilte sig fra 2. generation ved, at stråene var længere og infillet bestod af både sand og et elastisk gummigranulat. Gummigranulatet blev brugt, da det gav banen en fjedrende effekt (DHI 2013). De længere græsstrå ved en 3. generationsbane og en reducere i densiteten af græsstrå, var med til at mindske risikoen for brandsår (Kolitzus 2007, Installitdirect 2017).

Som resultat af disse forbedringer af kunstgræs, blev anvendelsen mere og mere populær og det erstattede i mange henseender brugen af naturligt græs. Dette var primært til fodboldbaner, men også på golf-greens og på legepladser blev brugen af kunstgræs mere udbredt (Nilsson, Malmgren-Hansen et al. 2008).

Den øgede brug af kunstgræs skyldes de mange fordele der er ved kunstgræsbaner frem for baner med naturligt græs. Hvis man sammenligner de to typer græs, så kan brugen af kunstgræs forlænge sæsonen og antallet af spilletimer, da banen kan bruges mere intensivt uden behov for pauser og ligeledes kan banen bruges hele året rundt. Omkostninger ved installationen af banen vil være højere med kunstgræs, dog opvejes dette af mindre omkostninger ved vedligeholdelse, da banen bliver mere slidstærk med kunstgræs. Kunstgræsset kan også anlægges steder, hvor almindeligt græs har svært ved at gro (Nilsson, Malmgren-Hansen et al. 2008, DHI 2013, Cheng, Hu et al. 2014).

I Danmark er der i øjeblikket registreret 332 kunstgræsbaner på landsplan (DBU 2017). I Jylland blev den første kunstgræsbane anlagt i 2004 og i 2016 var antallet oppe på 103 (Figur 1) (DBU Jylland 2016).



Figur 1: Antal kunstgræsbaner registeret i DBU Jylland (DBU Jylland 2016).

Stigningen i antallet af kunstgræsbaner skyldes de ovennævnte fordele ved kunstgræsset, som er med til at fastholde klubbens medlemmer, da de også kan træne i vinterhalvåret. Derudover vil det aflaste naturgræsbanerne, hvis klubben skulle eje sådanne baner, da der ikke spilles på dem i perioder med frostvejr eller meget nedbør (DBU Jylland 2016).

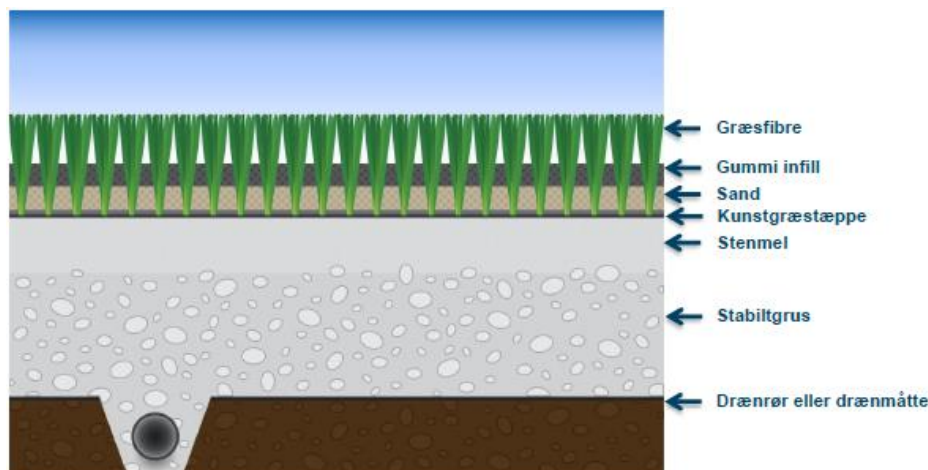
De kunstgræsbaner der anlægges i dag er enten 2. generations- eller 3. generationsbaner. Brugen af elastisk gummigranulat gør 3. generationsbanerne mere egnet til sportsaktiviteter, såsom fodbold. Ved skoler og legepladser er det typisk 2. generationsbaner der anlægges, da disse er billigere at anlægge (DHI 2013).

Da det primært er 3. generationsbaner der anlægges i Danmark, vil 2. generationsbanerne ikke omtales yderligere i denne rapport.

1.2 Opbygning

Opbygningen af en 3. generationsbane vil bestå af den nedre del, banens fundament, og den øverste del, selve kunstgræsset. Fundamentet skal opbygges således, at det kan forblive stabilt gennem hele banens levetid. Der må ikke opstå ujævnheder i banen og det skal undgås, at vand samler sig på banen (Fleming, Ferrandino et al. 2016, Miljøstyrelsen 2017). Banens levetid vil afhænge af brugen af banen, antallet af spilletimer og ligeledes vedligeholdelsen af banen. I gennemsnit vil en kunstgræsbane have en levetid på 10-20 år (Cheng, Hu et al. 2014, Miljøstyrelsen 2017).

En opbygning af en 3. generationsbane vil typisk se ud som på Figur 2 (DHI 2013).



Figur 2: Eksempel på en opbygning af en 3. generationsbane (DHI 2013).

Fundamentet vil typisk bestå af et lag stenmel (afretningslag), et lag grus, drænrør og råjord. Jordforholdene vil afgøre, hvor mange drænrør der skal anlægges under banen (Jylland 2016). Dog kan drænrørene erstattes af en drænmåtte, som har til formål at forhindre nedsivning af drænvand til grundvandet. Ligeledes vil drænmåtten i områder hvor grundvandet ligger højt, forhindre grundvandet i at trænge op på banen (DHI 2013, Miljøstyrelsen 2017).

Måden drænvandet ledes væk, afhænger af de muligheder der er i det pågældende område. Generelt er der fire forskellige muligheder, som inkluderer, direkte infiltrationen til grundvandet, udledning til et vandområde (recipient), enten direkte eller via offentlig regnvandsledning, eller afledning til renseanlæg via en offentlig spildevandsledning. Den direkte infiltration sker enten via en faskine, der opsamler drænvandet og leder det direkte ned i jorden eller ved at der ikke er indlagt noget drænsystem under banen. Hvis drænvandet bliver afledt via offentlig spildevandsledning, skal indholdet af klorid, efter fjernelse af sne og frost fra banen, tages i betragtning, da klorid kan have en korroderende effekt på spildevandsledningerne (Miljø- og fødevarerministeriet 2016, Miljøstyrelsen 2017).

Den øvre del af banen, kunstgræsset, vil bestå af græstæppet og infill. Græsstråene vil være lavet af Polyethylen (PE) og/eller Polypropylen (PP). Infillen vil være et mix af kvartssand, som ligger nederst, og et lag gummi infill, som ligger øverst. Der findes mange forskellige typer for gummi infill der kan bruges, som har forskellig indhold og sammensætning af kemiske stoffer (Kolitzus 2007, DHI 2013). Den mest anvendte type af infill er styren-butadien-rubber (SBR), som er granulerede bildæk. I 2008 var 98% af kunstgræsbanerne i Danmark anlagt med SBR-infill. SBR-infill har både gode spillemæssige egenskaber og samtidig er det en af de billigste typer. Derudover findes Ethylen-Propylen-Dien-Monomer (EPDM) gummi, industrigummi, Termoplastisk Elastomer (TPE) gummi og naturfiberbaseret infill. Fordelen ved EPDM-gummi er, at dette gummi har en stor vejrbestandighed på grund af dets strukturobygning med en mættet hovedkæde. Der kan indgå zinkoxid når EPDM-gummi vulkaniseres, dog ikke i lige så store mængder som ved

SBR-gummi. Industriegummi er et overskudsprodukt fra forskellige industrielle produkter. Der er ikke fundet miljøskadelige stoffer fra udvaskning af denne type gummi. TPE-gummi er ikke vulkaniseret, hvormed afgivelsen af miljøfremmede stoffer er begrænset (Nilsson, Malmgren-Hansen et al. 2008). Ulempen ved brug af disse alternativer er, at det resulterer i højere priser. For eksempel vil anlæggelse med EPDM- eller TPE-gummi, blive 8 til 14 gange dyrere end ved brug af SBR-gummi (Nilsson, Malmgren-Hansen et al. 2008, Miljøstyrelsen 2017).

Brugen af SBR-gummi vil, udover at være det billigste infill, også have en væsentlig miljømæssig fordel, når der anlægges kunstgræsbaner. Denne fordel skyldes, at affaldsstrømmen af brugte dæk er af signifikant størrelse, som kan afhjælpes hvis dækkene genbruges (WRAP 2017). På verdensplan er der hvert år 9 millioner tons dæk, der skal bortskaffes. Af disse 9 millioner, kommer 3,6 millioner tons fra Europa (Ciccu and Costa 2012). Eftersom affaldsdeponering af disse dæk blev forbudt i 2006 i EU, er kun afbrænding eller genbrug en mulighed. Afbrænding af dæk vil betyde et tab af ressourcer og råmateriale og kan resultere i forøgede CO₂ udledning. Dette gør genbrug af de brugte dæk til første prioritet (European Chemicals Agency 2017, Genan 2017).

1.3 Tømidler

I Danmark bliver kunstgræsbanerne saltet om vinteren efter behov. Behovet ændrer sig efter hvor meget sne og frost der er og ligeledes hvordan muligheden er for maskinel snerydning på den pågældende bane. Der er to typer saltning der kan benyttes. Der er tørsaltning og saltopløsning, hvor brugen af en saltopløsning er mest effektiv. Der findes adskillige former for tømidler, som bruges til at holde banen spilbar i vintermånederne. Dette indbefatter natriumklorid, calciumklorid, magnesiumklorid, urea, acetater og formiater. Af de nævnte tømidler, er det natriumklorid der er det mest anvendte, da det er det billigste (Nilsson, Malmgren-Hansen et al. 2008, DHI 2013).

Generelt gælder det for de kloridholdige tømidler, at de er meget korrosionsfremmende, hvilket kan være et problem ved afledning via en offentlig spildevandsledning. Ligeså kan der ved brug af disse salte være en risiko for forurening af klorid i grundvandet, da klorid ikke fastholdes i jorden og dermed udvaskes det let. Divalente kationer, specielt calcium og magnesium, vil ikke komme så hurtigt igennem jordlaget, hvis underlaget har en betydelig kationbytningskapacitet. Dette gælder for eksempel lerholdige jordlag. Koncentrationer på op til 20.000 mg/l klorid kan forekomme i drænvandet. Hvis dette nedsiver til grundvandet, kan det medføre, at grundvandet ikke kan bruges til drikkevand, da grænseværdien er 250 mg/l for klorid i drikkevand. Derudover kan natriumklorid have en reducerende effekt på pH i det nedsivende vand, hvilket øger mobiliteten af metaller (Nilsson, Malmgren-Hansen et al. 2008, DHI 2013, Miljø- og fødevareministeriet 2016, Miljøstyrelsen 2017).

Hvis der benyttes urea, vil der på grund af dets høje indhold af kvælstof, 46%, være en risiko for at ukrudt vil forekomme hurtigere og i større mængder på og omkring banerne. Der vil ligeledes være risiko for nitratpåvirkning af grundvandet. Denne risiko skyldes, at ét kilo urea potentielt kan omdannes til cirka to kilo nitrat (Miljøstyrelsen 2017).

Calciummagnesiumacetat (CMA) kan benyttes som et alternativ til natriumklorid, dog virker det ikke optimalt ved frostgrader lavere end -5 °C. CMA er et let nedbrydeligt organisk stof, hvormed det har et forhøjet iltforbrug ved nedbrydning og kan forårsage iltsvind i vandområdet. Dette er dog forudsat, at smeltevandet udledes direkte til vandområdet. Brug af CMA er ca. 68 gange dyrere end ved brug af natriumklorid. Der findes ligeledes natriummagnesiumacetat og kaliumacetat (DHI 2013).

Kalium- og natriumformiater er ligesom acetaterne, et let nedbrydeligt stof og kan derfor også resultere i iltsvind ved udledning til vandområder. Prisen for brug af formiat er ca. 20 gange højere end ved brug af natriumklorid (DHI 2013).

1.4 Styren-butadien-rubber (SBR)

Styren-butadien-rubber (SBR) er det mest anvendte infill materiale, der benyttes når kunstgræsbaner anlægges. Der bruges ca. 100-120 tons gummigranulat til en 3. generations fodboldbane (Nilsson, Malmgren-Hansen et al. 2008). SBR er hovedkomponenten i slidbanen på dæk, foruden butadiengummi (Nilsson, Feilberg et al. 2005).

Når dæk fremstilles, vil der blive tilsat sort carbon, gummikemikalier, såsom blødgøringsmiddel og antiældningsmidler, dernæst olier og vulkaniseringsforbindelser. Disse tilsætninger fuldender dannelsen af gummi, forbedrer dets ydeevne og gør det mere modstandsdygtigt overfor vind og vejr (Nilsson, Feilberg et al. 2005, Rodgers and Waddell 2005). Vulkaniseringen danner krydsbindinger, hvilket mindsker plasticiteten og dermed gør gummi mere elastisk. For at reducere tiden for denne proces, benyttes zinkoxid som en typisk aktivator for at accelerere de tilsatte acceleratorer (Coran 2005, Verschoor 2007). Når dækket vulkaniseres, vil der ske nogle kemiske reaktioner, som resulterer i omdannelse af de gummikemikalier der er tilsat. Dette giver en meget kompleks kemi i dækket (Nilsson, Feilberg et al. 2005, European Chemicals Agency 2017).

I bildæk er indholdet af zinkoxid 4% i en sommerblanding, mens indholdet er 5% i en vinterblanding (Nilsson, Feilberg et al. 2005, Li, Berger et al. 2010). Ifølge Menichini, Abate et al. (2011), som har lavet forsøg på 13 forskellige slags gummigranulater, varierer koncentrationen af zink i gummigranulatet fra 1,1 g Zn/kg til 19 g Zn/kg. Ligeledes har en anden analyse på granulerede bildæk vist et indhold af zink på 16-18,5 g Zn/kg (Nilsson, Malmgren-Hansen et al. 2008).

Produktionen af gummigranulat sker ved en granuleringsproces, der neddelser de brugte dæk til de opnår den ønskede størrelsesfordeling. Dette foregår ved en ambient granulering, som er en flertrinsproduktionsteknologi der fremstiller gummi i flere størrelser. Den største genbrugsvirksomhed af brugte dæk er Genan A/S, som har hovedkvarter i Danmark. De bruger ambient granulering til fremstilling af gummigranulat. Efter en rensning af de brugte dæk, hvor jord og andre urenheder bliver fjernet, bliver dækkene skåret i mindre stykker. Ved hjælp af magneter gennem produktionen bliver stål og andet metal fjernet. Tekstilfibre bliver fjernet ved luftstrømsseparation. Det endelige output hos Genan er 75% gummigranulat, 15% stål og 10% tekstilfibre (European Chemicals Agency 2017, Genan 2017).

1.4.1 Udvaskning af miljøfremmede stoffer

Der er ved brug af SBR-gummi til kunstgræsbaner, en general bekymring for udvaskning af miljøfremmede stoffer til miljøet. Zink har i adskillige undersøgelser vist sig at være det metal, der bliver udvasket med den højeste koncentration. Ved brug af gummigranulat har en dansk undersøgelse påvist en udvaskning af zink på 600-2.300 µg Zn/l og en norsk undersøgelse måler 3.290 µg Zn/l i drænvandet (Källqvist 2005, Nilsson, Malmgren-Hansen et al. 2008). Drænvandets indhold af zink ved brug af SBR-gummi er også blevet målt til at være 210-4.000 µg Zn/l (DHI 2017).

Mange faktorer har vist sig at have en indflydelse på udvaskningen. Det gælder faktorer såsom gummiets kemiske sammensætning, banens alder og vejrforhold (Menichini, Abate et al. 2011, Kruger, Kalbe et al. 2012). Aldring af gummi har ligeledes vist sig at have en påvirkning på udvaskningen af zink. De tilsatte antiældningsmidler i fremstillingen af dæk, vil gennem dækkets levetid blive gradvist brugt eller tabt, hvormed resistensen overfor ydre påvirkning er nedsat i forhold til nye dæk (Cheng, Hu et al. 2014). SBR-gummi der havde lagt på en udendørsbane i tre år, havde en udvaskning af zink der var 45-53 mg Zn/kg højere end nyt SBR-gummi, der havde en frigivelse af zink på 4-12 mg Zn/kg (Kruger, Kalbe et al. 2012). Samme tendens viste Verschoor (2007), da han sammenlignede gummigranulat fra bildæk med forskellig alder. Han målte en zinkudledning fra dæk på nul, et og tre år på henholdsvis 4,6 mg Zn/kg, 32 mg Zn/kg og 57 mg Zn/kg.

Mange faktorer kan påvirke aldringen af gummigranulatet og dermed også hvor meget zink der bliver udvasket. Det gælder for eksempel sollys, ozon, oxygen og klima forhold, da deres påvirkning ændrer de fysiske og kemiske egenskaber af gummi. Sollys vil fremme den oxidative nedbrydning og ødelægge antiældningsstoffet på overfladen. Oxygen vil også fremme den oxidative nedbrydning, dog af vulkaniseringsforbindelserne der tilsættes i fremstillingen af dæk. Ozon som er mere reaktiv, vil angribe overfladen og dermed udsætte gummi for stress. I et varmt klima vil påvirkningen være den samme som fra sollys, hvorimod i et vådt klima, vil opløselige stoffer fra gummi blive udvasket. Jo mindre gummigranulatet er, jo større vil effekten være overfor de ydre påvirkninger (Verschoor 2007, Cheng, Hu et al. 2014).

En faktor som pH, har også vist sig at have en effekt på udvaskningen af zink. En lavere pH favoriserer udvaskningen af metaller, heriblandt zink. Fra udvaskningstest ved forskellig pH, opstillet som "worst case", blev der målt en zinkkoncentration ved pH 9 (25 °C) på 2.544 mg Zn/l, mens zinkkoncentrationen ved pH 5 var 18.930 mg Zn/l (Kanematsu, Hayashi et al. 2009). Ligeså målte Gualtieri, Andrioletti et al. (2005) en større udvaskning af zink ved pH på 3 end ved pH på 7. Ved pH 3 blev der udvasket 44,7 mg Zn/l, mens der ved pH 7 blev udvasket 1,2 mg Zn/l. Forskellen i udvaskningen af zink målt ved forskellig pH skyldes, at opløseligheden og adsorptionen af zink er meget afhængig af pH (Verschoor 2007, Cheng, Hu et al. 2014)

Tømidlerne der bruges i vinterhalvåret kan ligeledes have en effekt på zinkudvaskningen. Ved brug af calciumklorid vil der dog ikke være nogen signifikant ændring i udvaskningen af zink, da calciumklorid er stærkt basisk på grund af dets indhold af calciumhydroxid. Det giver calciumkloridopløsningen en pH på 11,5. Derimod vil udvaskningen af zink stige ved brug af en natriumkloridopløsning, hvilket skyldes dens lave pH på 4,7 (Nilsson, Malmgren-Hansen et al. 2008).

Ved anvendelse af tømidler, kan mobiliseringen af zink foregå via forskellige mekanismer. Disse mekanismer er kompleksdannelse af metaller med klorid som ligand eller ionbytning med natrium, effekter af øget ionstyrke i vandet eller pH effekter. Dog vurderes effekten af tømidler på mobiliteten af metaller i jorden at være begrænset (Miljø- og fødevareministeriet 2016).

1.5 Evaluering af zink i miljøet

Zink er et essentielt næringsstof, også kaldet et mikronæringsstof. Organismer har derfor et minimums behov for zink, men ved for høj koncentration af zink bliver det giftigt. Naturlige processer i naturen har resulteret i en naturlig baggrundskoncentration af zink. Denne baggrundskoncentration vil være delvist biotilgængelig og er tilstrækkelig til at dække behovet for organismer i et givet økosystem (Bodar, Pronk et al. 2005). Baggrundskoncentrationen for zink i jord ligger på 10-300 mg Zn/kg, med et gennemsnit på 40 mg Zn/kg og baggrundskoncentrationen for zink i drikkevand er 1-10 µg Zn/l (Miljøstyrelsen 1995).

Der er i Danmark opsat en række miljøkvalitetskriterier og grænseværdier for metaller i ferske og marine recipienter, jord og grundvand og for tilslutning til offentlige kloakker. For zink gælder det, at miljøkvalitetskravet (MKK) for ferskvand og marin er 7,8 µg Zn/l og for jord er den 500 mg Zn/kg. Vandkvalitetskriteriet (VKK) for grundvand er 100 µg Zn/l og grænseværdien for kloak er 3.000 µg Zn/l (Miljøstyrelsen 2017).

Udvaskningen af kemiske stoffer fra kunstgræsbaner vil afhænge af vandflowet, stoffets binding til jordmatricen og stoffets nedbrydning. Da zink er et tungmetal, vil det ikke blive nedbrudt. I stedet vil zink i høj grad binde sig til jordmatricen, hvilket vil resultere i en faldende zinkkoncentration i drænvandet med stigende jorddybde. Dette gør sig dog ikke gældende i tilfælde af ren sandjord (DHI 2017).

Zink vil interagere med reaktive jordpartikler i jorden, som for eksempel organisk stof eller lerminerale. Fordelingen af zink i jorden vil derfor være mellem forskellige fraktioner. Dette er enten som opløst i porevandet, substituerbar enten som bundet til jordpartikler eller bundet til organiske ligander, tilstede i sekundære lerminerale og metaloxider eller hydroxider, eller tilstede i primære minerale. Da indholdet af disse reaktive partikler i sandjorde er begrænset, vil bindingen af zink derfor også være begrænset (Petersen 1994, Bodar, Pronk et al. 2005).

Jorden har ligeledes en kationbytningskapacitet (CEC), da nogle af jordens partikler har en negativ elektrisk ladning. De negativt ladede partikler er især ler- og humuspartikler. Den negative ladning på lerpartiklerne skyldes både en permanent ladning og en pH-afhængig ladning. Den negative ladning vil stige med stigende pH. Ligeledes vil den negative ladning på humuspartiklerne være pH-afhængig og stige med stigende pH. Når disse partikler adsorberer positive ioner på deres overflade, ved hjælp af elektrostatiske tiltrækning, vil de opnå elektrisk neutralitet. Det er de positive ioner, kationerne, der er bundet til de negativt ladede ler- og humuspartikler, der er jordens ombyttelige kationer. Hvilke kationer der bliver bundet til disse negative overflader på jordpartiklerne, vil afhænge af kationernes koncentrationer i jordvæsken og kationernes ladning. Det betyder, at jo højere koncentrationen af den pågældende kation er og ligeledes jo større ladningen er, jo kraftigere vil bindingerne være på ler- og humuspartiklerne. Kationerne vil dermed være beskyttet mod udvaskning (Petersen 1994, Borggaard 2010).

Jordens CEC afhænger primært af dens indhold af ler og organisk stof og den vil stige med stigende indhold af ler og organisk stof. Kationbytningskapaciteten kan udregnes med følgende ligning:

$$CEC \left(\frac{cmol(+)}{kg} \right) = 4 \cdot \%C + 0,5 \cdot \%ler \quad (1)$$

I ligningen er $\%C = 0,58 \cdot \%organisk\ stof$, da det antages at jordens organiske stof indeholder 58% carbon (Borggaard 2010).

I vandmiljøet vil det meste zink sedimenteres. Dog kan denne zink blive biotilgængelig under visse forhold, såsom høj koncentration af opløst oxygen, lav saltholdighed og lav pH. Baggrundskoncentrationer for zink i vand og sediment overstiger sjældent henholdsvis 40 µg Zn/l og 200 mg Zn/kg (Eisler 1993).

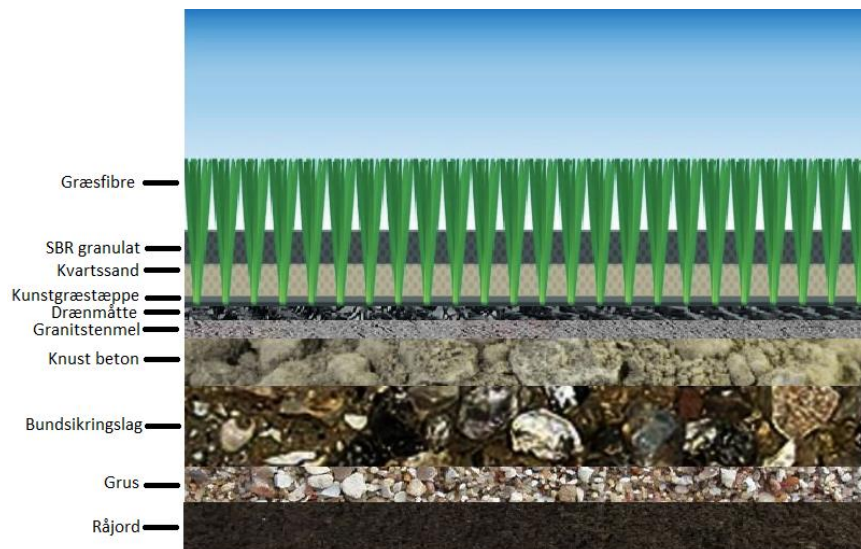
Giftigheden af zink i vandmiljøet vil være forskellig mellem organismene. Akvatiske planter og fisk er relativt upåvirket, mens mange invertebrater og nogle fisk påvirkes negativt. Den negative påvirkning skyldes, at zink ødelægger gælle-epitelet og resulterer i vævshypoxi hos fisk.

Den dødelig koncentration (LC50) (96 timer) for ferskvands invertebrater mellem 32-40.930 µg Zn/l og mellem 66-40.900 µg Zn/l for fisk. For marine invertebrater er LC50 mellem 195-320.000 µg Zn/l. For marine benfisk er LC50 mellem 191-38.000 µg Zn/l (Eisler 1993).

1.6 Løsninger på udvaskningen af zink

Ifølge miljøbeskyttelsesloven, skal man ved ansøgning om anlæggelse af en kunstgræsbane kunne dokumentere, at de udvalgte materialer og teknikker er den bedste tilgængelige teknik (BAT) i forhold til miljømæssige egenskaber. BAT indbefatter brugen af renere teknologi, deriblandt brug af mindre forurenende råvarer, processer og anlæg. Det er for eksempel hvilken type infill der bruges og om brugen af tømidler er nødvendig i vintermånederne eller om maskinel rydning af sne er tilstrækkelig. Derfor skal valget af materialer være med henblik på at forebygge udvaskningen af miljøfremmede stoffer og ligeledes skal en eventuel påvirkning af recipient ved brug af tømidler også forebygges. Hermed vil forureningen blive forebygget eller begrænset i bedst muligt omfang. Dette gælder alt fra anlæggelse af banen til vedligeholdelse af banen (DHI 2017).

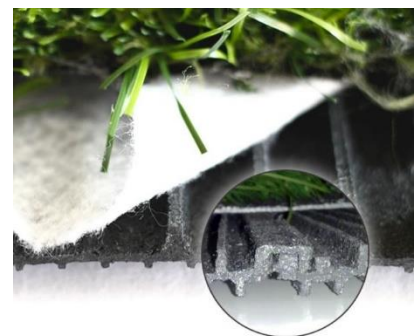
Rensning af drænvand vil ikke, ifølge miljøbeskyttelsesloven og brug af BAT, være den første prioritet når der skal anlægges nye baner. Derimod, hvis det konstateres, at der sker en udvaskning af miljøfremmede stoffer fra allerede etablerede kunstgræsbaner, kan rensning af drænvand være en mulighed. Rensningen af drænvandet kan enten foregå ved, at rensningen er indbygget i selve banen eller at drænvandet opsamles og ledes gennem en egnet renseteknologi. Generelt vil det være simple og lavteknologiske sedimentations- og filtreringsteknologier der tages i brug til rensning af drænvandet. Det skyldes primært, at der er erfaring med brug af sådanne teknologier til rensning af vejvand, da erfaring med rensning af drænvand er relativt begrænset. Eksempler på simple og lavteknologiske sedimentations- og filtreringsteknologier der bruges, er våde bassiner, sandfiltre og filtermuld. Brug af aktivt kul indbygget i banekonstruktionen er blevet forsøgt, dog uden nogen synlig effekt på reducere af de miljøfremmede stoffer i drænvandet. Hvis drænvandet blev opsamlet og renses tilstrækkelig, kunne genbrug af vandet til rensning af banen og vanding af tilstødende græsbaner ligeledes vise sig at være en mulighed (Cheng, Hu et al. 2014, DHI 2017).



Figur 4: Opbygning af fodboldbanen i Snekkersten (modificeret fra (DHI 2013)).

Det næste lag, et bundsikringslag, som er en blanding af sand og sten i størrelsen 0-80 mm, blev delt ud over banen i en tykkelse af 15-20 cm. Ovenpå dette lag blev et knust beton-produkt anlagt med størrelsen 0-32 mm i et lag på 10 cm. Den knuste beton sikrer, i modsætning til stabilgrus der normalt bruges, at der ikke trænger vand fra banen ned til grundvandet. Det skyldes silikaens (cement) afbindingsegenskaber, som betyder at betonet vil begynde at størkne når det er i forbindelse med vand. Efter en komprimering af lagene, blev et lag granitstenmel delt ud over banen i en tykkelse af 2-3 cm. Granitstenmel har en størrelse på 0-2 mm eller 0-3 mm. Den relative lille kornstørrelse af granitstenmelet vil udligne diverse ujævnheder i det knuste betonlag og dermed sikre, at der ingen skarpe kanter er fra betonet, der kan beskadige drænmåtten.

Drænmåtten der blev anlagt under græstæppet, er vist på Figur 5. Den er lavet af SBR-granulat sammen med termoplastiske polymere og kaldes Pentadrain (Pentaplast 2018). Drænmåtten sikrer, at vandet løber på oversiden af måtten og på grund af hældning af banen til den ene side, vil vandet løbe på tværs af banen og hen til linieafvandingen. Ristene til linieafvandingen er afsluttet i et niveau der svarer til oversiden af stenmelslaget. Fra linieafvandingerne er der nogle stikledninger der leder ud til nogle rør, hvorfra vandet bliver opsamlet i et rørbassin. Fra dette bassin vil drænvandet via en regnvandsledning udledes til Øresund.



Figur 5: Drænmåtte der er anlagt på Snekkersten fodboldbane (Pentaplast 2018).

Ovenpå drænmåtten blev der anlagt et kunstgræstæppe med infill af kvartssand og SBR. Der blev brugt 120-180 tons gummigranulat i alt.

Der er fra Snekkersten fodboldbane blevet fundet koncentrationer af zink i drænvandet på op til 5.000 µg/l, hvilket skyldes banens unikke opbygning med ovenstående drænmåtte. Da drænvandet udledes til

Øresund, er zinkkoncentrationen i drænvandet væsentlig højere end kravene ved udledning til recipienter. Derfor kræves en reduktion af zinkindholdet i drænvandet. En løsning på dette kunne være at pumpe drænvandet fra rørbassinet op og sprinkle det udover det nærliggende grønne areal "5a", se Figur 3. Dermed kan diverse metaller, specielt zink, blive tilbageholdt i den lerede muldjord, da denne ville agere som et effektivt biofilter på grund af dets indhold af lerpartikler (Jørgen Hegner, personlig kommunikation (tlf. 20143855), 5. januar 2018, DJ Miljø & Geoteknik P/S, personlig kommunikation, 28. september 2017).

1.8 Hypotese og målsætning af dette projekt

En aktuell løsning på problematikken i Snekkersten med forhøjede zinkkoncentrationer i drænvandet er at sprinkle drænvandet udover det nærliggende grønne areal, som består af muldjord. Herved vil diverse metaller, specielt zink blive tilbageholdt.

Ved anlæggelse af kunstgræsbaner i fremtiden, kunne et lag filtermuld indbygget under kunstgræstæppet være en løsning på udvaskningen af metaller i drænvandet. Filtermulden vil dermed fungere som et filter for de metaller og stoffer der er tilstede i drænvandet. Filtermulden forventes at have en større kapacitet for zink end muldjord. Det skyldes, at filtermulden indeholder mere humus end muldjord, hvormed filtermulden vil have en større CEC.

Målsætningerne der vil bidrage til at få ovenstående hypoteser testet, om hvorvidt muldjorden er effektiv til at fjerne zink fra drænvandet i Snekkersten og om hvorvidt filtermuld er en fremtidig løsning, er:

1. Forsøge at lave gennembrudskurver ved kolonneforsøg med muldjord og filtermuld.
2. Lave bægerglasforsøg med forskellige faktorer såsom forskellige zinkkoncentrationer og pH-værdier for både muldjord og filtermuld.
3. Udregne zinkkapaciteten for muldjord og filtermuld.

1.9 Jordtyper der bruges i dette projekt

1.9.1 Muldjord

Den muldjord der vil blive brugt til forsøget, er fra Snekkersten. Denne muldjord har følgende karakteristika, som er vist i Tabel 1. Muldjorden består af 6,9% grus, hvilket kan svare til en enkelt sten i den analyserede prøve, 65,5% sand, fordelt mellem grov-, mellem- og finsand og 27,6% silt/ler. Denne fordeling betyder, at muldjorden er af typen "fyld jord", som enten betegnes grov lerblandet sandjord eller fin lerblandet sandjord (DJ Miljø & Geoteknik P/S, personlig kommunikation, 23. april 2018).

Tabel 1: Tekstur af muldjord opdelt efter grus, grov-, mellem- og finsand og silt/ler. Vist er kornstørrelse (mm) og den procentvise fordeling (%).

Tekstur	Kornstørrelse (mm)	Procentvis fordeling %
Grus	2-20	6,9
Grovsand	0,5-2	9,9
Mellemsand	0,25-0,5	16,1
Finsand	0,06-0,25	39,5
Silt/ler	<0,063	27,6

Ligeledes forefindes der nogle metaller i muldjorden. Fordelingen af disse er vist i Tabel 2. Det ses, at det metal der findes i den højeste koncentration i muldjorden, er zink på 31 mg Zn/kg TS.

Tabel 2: Muldjords indhold af henholdsvis bly, cadmium, chrom, kobber, nikkel og zink (mg/kg TS).

Parameter	mg/kg TS
Bly	13
Cadmium	0,17
Chrom	9,4
Kobber	7,7
Nikkel	6,1
Zink	31

Øvrige værdier for muldjorden ses i Tabel 3. Muldjorden har en pH på 7,86, et organisk indhold på 3,58% og en kationbytningskapacitet (CEC) på 22,11 cmol/kg. CEC er udregnet ved hjælp af ligning 1. Da udregningen er baseret på, at den samlede mængde af ler/silt er ler, hvilket næppe er tilfældet, er CEC-værdien for muldjord ikke præcis. Det rette indhold af ler ville have givet en lavere CEC-værdi (DJ Miljø & Geoteknik P/S, personlig kommunikation, 23. april 2018).

Tabel 3: pH-værdi, indhold af organisk stof og kationbytningskapacitet (CEC) for muldjorden. (*pH-værdi er målt efter Dansk Standard DS/ISO 10390 1. udgave "Jordundersøgelse - Bestemmelse af pH").

Parameter	Værdi
pH	7,86*
Organisk stof	3,58%
CEC	22,11 cmol/kg

1.9.2 Filtermuld

Der blev leveret filtermuld fra Solum A/S. Filtermuld kan anvendes til kunstgræsbaner, da det har en høj hydraulisk ledningsevne på grund af dets grovsandsfraktion. Dermed sikrer det moderat til høj afdræning af regnvand. Filtermulden består af en blanding af to sandtyper og stabiliseret madraskompost. Den procentvise fordeling af korntyper i filtermulden er vist i Tabel 4 (Solum A/S 2017).

Tabel 4: Tekstur af filtermuld og den procentvis fordeling af korntyper (%).

Tekstur	Procentvis fordeling %
Grovsand	66,6
Finsand	22,3
Silt	5,5
Ler	2,3
Humus	3,2

Øvrige værdier for filtermulden ses i Tabel 5. Filtermulden har en pH på 8,27 og en kationbytningskapacitet (CEC) på 3,59 cmol/kg (DJ Miljø & Geoteknik P/S, personlig kommunikation, 23. april 2018).

Tabel 5: pH-værdi og kationbytningskapacitet (CEC) for filtermulden. (*pH-værdi er målt efter Dansk Standard DS/ISO 10390 1. udgave "Jordundersøgelse - Bestemmelse af pH").

Parameter	Værdi
pH	8,27*
CEC	3,59 cmol/kg

2 Materialer og metoder

2.1 Opstilling

Opstillingen der blev brugt til forsøget, var som vist på Figur 6.

Selve opstillingen bestod af et stativ med en A-fod, påsat retort ring med dobbeltmuffe, stativ muffe og stativ klemme med gaffelgreb. Det hjemmelavede forsøgsrør var lavet af et plexirør (6,5cm*40cm), som var sat sammen med en 2-delt büchner tragt (165 ml) ved brug af silikone (Dana-lim sanitet- og byggesilikone). Der blev lagt et lag glasuld (lab Merck) på overfladen af tragten for at undgå jordpartikler i effluenter. På tragten var der ligeledes påsat en silikoneslange (8mm*1,5mm*11mm). På slangen var der påsat en Hoffmann-slangeklemme (båndbredde 40mm) for at kunne kontrollere flowet af effluenter.

2.2 Kolonneforsøg

2.2.1 Muldjord

Der blev opstillet 5 replikater med hver 15 cm muldjord. Muldjorden i røret blev presset ved hjælp af et stempel og ingen maskinel kraft blev brugt. En zinksulfat opløsning med en zinkkoncentration omkring 5.000 µg Zn/ml blev lavet. Der blev brugt 137,25 gram zinksulfat monohydrat til 10 liter behandlet vand.

Zinkkoncentrationen i drænvandet fra Snekkersten fodboldbane var 1,06 µg Zn/ml. Da det ikke ville være muligt at opnå en gennembrudskurve med denne zinkkoncentration indenfor tidsrammen, bruges opløsningen med en zinkkoncentration omkring 5.000 µg Zn/ml.

Første gang blev der hældt 200 ml opløsning i hver kolonne. Herefter blev der hældt på, når alt opløsning var tæt på at være løbet igennem jordsøjlen. Der blev dermed kørt under anaerobe forhold under hele forsøget.

Da det tog seks timer at udtage et tilstrækkelig stort prøvevolumen, blev der hver dag udtaget én prøve, med undtagelse i weekenderne, hvor der ikke blev udtaget nogle prøver. Der blev inden weekenden, hældt tilstrækkelig opløsning på hver søjle, så de ikke ville løbe tør i weekenden. Prøverne blev undervejs kørt på atomisk absorptions spektrometer (AAS) indtil en gennembrudskurve kunne fremstilles. For standarder til AAS og opsætning af AAS, henvises til Appendix 1 og 2 (side 55 og 56). Efter 35 dage var en gennembrudskurve blevet fremstillet. I alt blev der hældt 1,4 liter, 1,0 liter, 0,7 liter, 1,6 liter og 0,95 liter på hhv. kolonne 1, 2, 3, 4 og 5.



Figur 6: Forsøgsopstilling.

2.2.2 Filtermuld

Der blev opstillet 4 replikater med hver 15 cm filtermuld i. Filtermulden i røret blev presset ved hjælp af et stempel. På filtermulden blev der hældt en zinksulfat monohydrat opløsning med en zinkkoncentration omkring $5.000 \mu\text{g Zn/ml}$. Til opløsningen blev der brugt 137,29 gram zinksulfat monohydrat til 10 liter behandlet vand.

Der blev på alle fire kolonner hældt 200 ml opløsning. Prøverne blev udtaget med det samme, da effluenten kom ud efter blot nogle minutter. Hver dag blev der udtaget prøver, hvor antallet varierede fra én udtagning til seks udtagninger, da der også blev udtaget prøver i enkelte weekender. En prøvetagning tog ca. 10 minutter.

Alle prøverne fra de fire kolonner blev kørt på AAS. Efter 54 dage var der endnu ikke sket et gennembrud, men da der ikke længere var rådighed over AAS'en, blev forsøget stoppet. Der var på dette tidspunkt kørt i alt 18,4 liter, 18,1 liter, 17,7 liter og 17,9 liter zinksulfat opløsning igennem på hhv. kolonne 1, 2, 3 og 4.

2.2.3 Bestemmelse af vand i jordsøjle

Når opløsningerne var kørt igennem kolonnerne og der var opnået en gennembrudskurve, kunne zinkkapaciteten af jordsøjlen udregnes. Dog kunne der være zinkioner tilstede i jordsøjlen, som ikke var bundet til jordpartiklerne og dermed burde fratrækkes jordens udregnede zinkkapacitet.

For at finde den mængde væske der er tilbage i kolonnen efter endt forsøg, blev 150 gram muldjord og filtermuld afvejet i hver sin aluminiumsbakke. Bakkerne blev vejet inden tilsætning af muldjord og filtermuld. Både muldjord og filtermuld var blevet mættet med vand og havde haft tid til at dryppe af, indtil en lignende masse som den i kolonnerne var opnået. Bakkerne blev sat i varmeskab (Memmert) ved 105°C . Bakkerne blev afvejet med timers mellemrum indtil vægten var konstant og alt væsken dermed var fordampet. Den konstante vægt blev nået efter knap 26 timer i varmeskab.

2.3 Bægerglasforsøg

2.3.1 Pilot test

På grund af tidsmangel, blev forskellige scenarier lavet i bægerglas og ikke i en kolonne, som de ovenstående forsøg. To opløsninger af zinksulfat monohydrat blev lavet med forskellige zinkkoncentrationer. Zinkkoncentrationerne var omkring $100 \mu\text{g Zn/ml}$ og omkring $6.000 \mu\text{g Zn/ml}$.

I to 150 ml bægerglas blev der afvejet 2 gram muldjord. I hvert bægerglas blev der hældt en zinksulfat opløsning op til 100 ml. Bægerglassene blev sat på magnetomrører (IKA RCT standard) med en hastighed på 100. Efter 1, 2, 4 og 24 timer blev der udtaget en 10 ml prøve i en 10 ml vial og disse prøver blev kørt på AAS. For standarder til AAS og opsætning af AAS, henvises til Appendix 1 og 2 (side 55 og 56). Dermed var det

muligt at finde den tidslængde bægerglassene skulle stå på en magnetomrører, inden en konstant zinkkoncentration i opløsning var nået.

Den rette tidsperiode, før en konstant zinkkoncentration var nået, var fem timer.

2.3.2 Drænvand

Der blev lavet nogle forsøg, hvor kun drænvand fra Snekkersten fodboldbane blev brugt. Drænvandet blev kørt både på muldjord og filtermuld. Zinkkoncentrationen i drænvandet fra Snekkersten fodboldbane var 1,06 µg Zn/ml.

For at finde en eventuel effekt af pH på adsorptionen af zink i jorden, blev der kørt forsøg på både drænvandet som det var leveret (pH på 8,65), drænvand med lav pH og drænvand med høj pH. Til lav pH blev en pH-værdi på 3,05 opnået ved brug af 1% svovlsyre. Til høj pH blev pH på 9,91 nået ved brug af 0,1 molær natriumhydroxid.

I seks bægerglas blev der afvejet 2 gram muldjord. Samme mængde filtermuld blev afvejet til seks andre bægerglas. Opløsningerne blev hældt i bægerglassene op til 100 ml. Bægerglassene blev stillet på magnetomrører i fem timer, hvorefter en prøve blev udtaget fra hvert bægerglas. Prøverne blev kørt på AAS, efter alt muldjorden og filtermulden var bundfældet.

2.3.3 Zinksulfat opløsning

Der blev lavet opløsninger med forskellige zinkkoncentrationer, hvor zinkkoncentrationerne var omkring 0,5 µg Zn/ml, 10 µg Zn/ml, 50 µg Zn/ml, 100 µg Zn/ml, 150 µg Zn/ml og 200 µg Zn/ml. Disse opløsninger blev også brugt til de efterfølgende forsøg med bægerglas.

I seks 150 ml bægerglas blev der afvejet 2 gram muldjord. I hvert bægerglas blev der hældt en zinksulfat opløsning op til 100 ml. Bægerglassene blev sat på magnetomrører (IKA RCT standard) med en hastighed på 100. Efter fem timer blev der udtaget en prøve fra hvert bægerglas i en 10 ml vial. Prøverne fik lov til at stå indtil alt muldjorden var bundfældet, hvorefter prøverne blev kørt på AAS.

Samme fremgangsmåde og samme koncentrationer blev brugt, da filtermuld skulle testes.

2.3.4 Zinksulfat opløsning og drænvand

For at teste følsomheden af zinksulfat opløsningen, da dennes zinkkoncentration var relativ høj, blev der lavet seks opløsninger der bestod af 50 ml drænvand og 50 ml zinksulfat opløsning. De zinksulfat opløsninger der blev brugt, var de samme som dem der blev lavet i afsnit 2.3.3. Zinkkoncentrationen i drænvandet fra Snekkersten fodboldbane var 1,06 µg Zn/ml. Efter tilsætning af drænvandet, blev opløsningerne kørt på AAS for at finde den nye zinkkoncentration.

Samme fremgangsmåde med seks bægerglas, som i afsnit 2.3.3, blev fulgt til både test af muldjord og filtermuld.

2.3.5 Zinksulfat med lav pH

Der blev afmålt 100 ml zinksulfat opløsning, hvortil 1% svovlsyre blev tilsat indtil pH nåede omkring 3,08. Af de seks opløsninger varierede pH'en fra 3,06 til 3,09. Herefter blev opløsningerne kørt på AAS for at finde den nye zinkkoncentration i tilfælde af, at den skulle være blevet ændret.

Samme fremgangsmåde med seks bægerglas, som i afsnit 2.3.3, blev fulgt til både test af muldjord og filtermuld.

2.3.6 Zinksulfat og drænvand med lav pH

Seks opløsninger bestående af 100 ml zinksulfat opløsning og 100 ml drænvand blev lavet. De zinksulfat opløsninger der blev brugt, var de samme som dem der blev lavet i afsnit 2.3.3. Herefter blev der tilsat 1% svovlsyre indtil pH nåede omkring 3,08. pH varierede fra 3,05 til 3,08 i de seks opløsninger. Zinkkoncentrationen i drænvandet fra Snekkersten fodboldbane var 1,06 µg Zn/ml. Opløsningerne blev kørt på AAS for at finde den nye zinkkoncentration.

Samme fremgangsmåde med seks bægerglas, som i afsnit 2.3.3, blev fulgt til både test af muldjord og filtermuld.

2.4 pH

Til at måle pH-værdien i opløsningerne blev et pH-meter (HACH HQ411d) brugt. Inden brug blev det kalibreret. Dette blev gjort ved brug af bufferopløsningerne "VWR buffer solution pH 4 red coloured" og "buffer solution pH 7 green coloured". Når begge buffere var blevet læst på pH-meteret, skulle hældningen være mellem 97% og 103%. Hvis den var mellem de to værdier, blev der trykket Done og pH-meteret var klar til at måle opløsningerne.

Til at lave svovlsyren blev der brugt 10,5 ml svovlsyre 95-97% (EMPARTA ACS Merck KGaA) til 1 liter opløsning, hvortil der blev brugt behandlet vand. Til natriumhydroxiden blev der brugt 4 g natriumhydroxid (40,00 g/mol, EMSURE ISO Merck KGaA) til 1 liter opløsning.

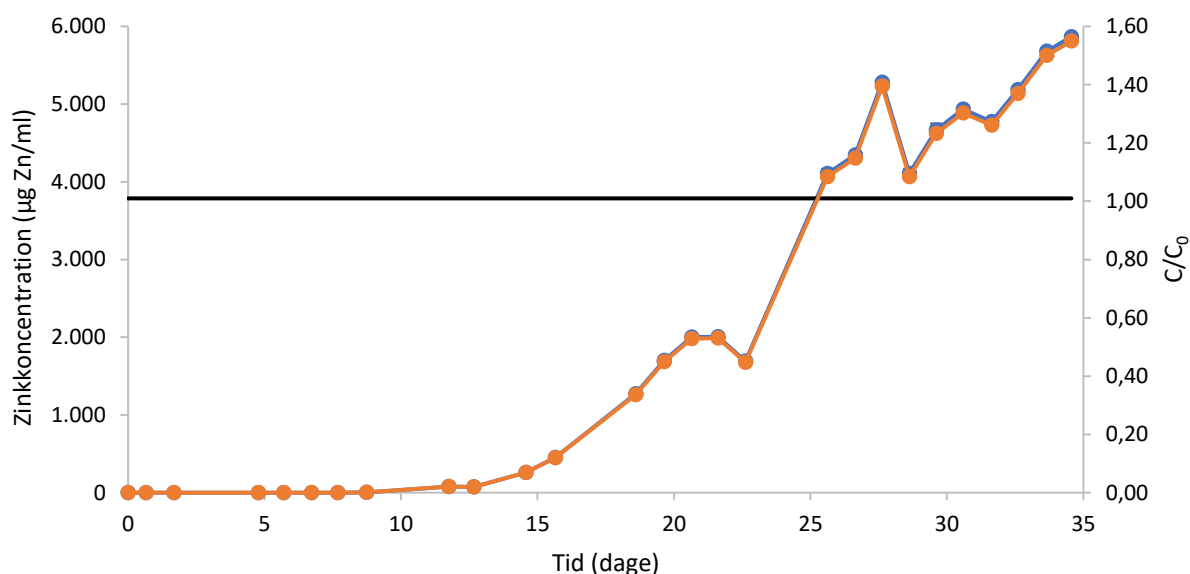
3 Resultater

Der blev lavet to forskellige forsøg, som havde til formål at finde og sammenligne muldjords og filtermulds zinkkapacitet. Dette blev gjort ved kolonneforsøg og forsøg i bægerglas.

3.1 Kolonneforsøg

Der blev lavet kolonneforsøg med muldjord og filtermuld. For muldjord var der opsat fem replikater og for filtermulden fire replikater.

3.1.1 Muldjord



Figur 7: Gennembrudsgraf for kolonne 2 med muldjord. På x-aksen ses tiden i dage og på y-akserne ses hhv. zinkkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$) og C/C_0 forholdet, som er den aktuelle zinkkoncentration ($\mu\text{g Zn/ml}$) i effluenter over startkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$). Den blå graf viser zinkkoncentrationen som funktion af tiden. Den orange graf viser C/C_0 som funktion af tiden. Standardafvigelser er indsat for hvert målepunkt, da hver prøve blev målt tre gange. Den sorte vandrette linie viser startkoncentrationen af zinksulfat opløsningen og et C/C_0 forhold på 1.

Figur 7 viser en gennembrudsgraf fra en kolonne med muldjord, hvor en zinksulfat opløsning med en zinkkoncentration på omkring $3.700 \mu\text{g Zn/ml}$ er kørt igennem kolonnen. Forsøget strakte sig over 35 dage, hvor i alt 1 liter zinksulfat opløsning blev kørt igennem.

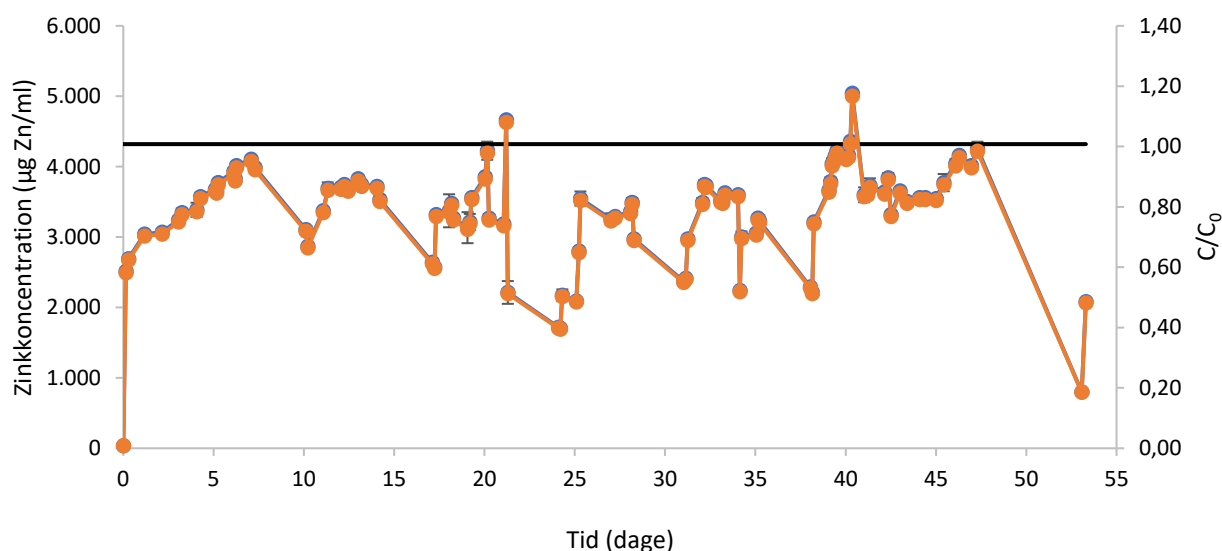
Det ses på den blå graf, at zinkkoncentrationen i effluenter stiger stødt i takt med tiden. Dog ses et fald i zinkkoncentrationen omkring dag 22, hvor koncentrationen falder til knap $1.700 \mu\text{g Zn/ml}$. Herefter stiger zinkkoncentrationen igen og ved den sidste måling taget på dag 35, har effluenter en zinkkoncentration omkring $5.800 \mu\text{g Zn/ml}$.

C/C_0 forholdet, som er forholdet mellem den aktuelle zinkkoncentration i effluenten ($\mu\text{g Zn/ml}$) og startkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$), stiger til den rammer et nogenlunde konstant niveau omkring 1,5. Forløbet for C/C_0 forholdet ses som den orange graf på figuren.

Startkoncentrationen af zink i den brugte zinksulfat opløsning, som ligeledes svarer til et C/C_0 forhold på 1,0, ses som den sorte vandrette linie på figuren. Zinkkoncentrationen målt i effluenten og dermed også C/C_0 forholdet, burde ikke overstige denne linie.

Standardafvigelser er indsat over zinkkoncentrationen, da hver prøve blev målt tre gange. Den største standardafvigelse er på 83,3 $\mu\text{g Zn/ml}$, som tilhører dag 29.

3.1.2 Filtermuld



Figur 8: Gennembrudsgraf for kolonne 1 med filtermuld. På x-aksen ses tiden i dage og på y-akserne ses hhv. zinkkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$) og C/C_0 forholdet, som er den aktuelle zinkkoncentration ($\mu\text{g Zn/ml}$) i effluenten over startkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$). Den blå graf viser zinkkoncentrationen som funktion af tiden. Den orange graf viser C/C_0 som funktion af tiden. Standardafvigelser er indsat for hvert målepunkt, da hver prøve blev målt tre gange. Den sorte vandrette linie viser startkoncentrationen af zinksulfat opløsningen og et C/C_0 forhold på 1.

Gennembrudsgrafen fra en kolonne med filtermuld ses på Figur 8. Forsøget varede i 53 dage, hvor 18,4 liter zinksulfat opløsning med en zinkkoncentration omkring 4.300 $\mu\text{g Zn/ml}$ blev kørt igennem kolonnen.

Det ses på figuren, at zinkkoncentrationen i effluenten stiger meget hurtigt fra den første til den anden prøve, hvor der kun er gået omkring 3,5 time mellem de to prøvetagninger. Zinkkoncentrationen ses som den blå graf på figuren. Zinkkoncentrationen stiger stødt frem til dag 7, til en zinkkoncentration omkring 4.000 $\mu\text{g Zn/ml}$, hvorefter den falder til omkring 3.100 $\mu\text{g Zn/ml}$. Zinkkoncentrationen stiger og falder herefter med jævne mellemrum og når ikke på noget tidspunkt et konstant C/C_0 forhold. Kun ved tre prøvetagninger, én på dag 21 og to omkring dag 40, når C/C_0 forholdet over 1,0, men falder igen til hhv. 0,5 og 0,8 i den efterfølgende prøve. Forløbet for C/C_0 forholdet ses som den orange graf på figuren.

Startkoncentrationen af zink i den brugte zinksulfat opløsning, som ligeledes svarer til et C/C_0 forhold på 1,0, ses som den sorte linie på figuren. Zinkkoncentrationen målt i effluenterne og dermed også C/C_0 forholdet, burde ikke overstige denne linie.

Standardafvigelse er indsat over zinkkoncentrationen, da hver prøve blev målt tre gange. Den største standardafvigelse ses på dag 18, hvor den er 234,4 $\mu\text{g Zn/ml}$.

3.1.3 Zinkkapacitet for muldjord og filtermuld

Kapaciteten for zink ($\mu\text{g Zn/g}$) kan udregnes for hver af kolonnerne med både muldjord og filtermuld. For at udregne zinkkapaciteten, er to ligninger blevet brugt.

Først findes arealet under gennembrudskurven. Dette gøres ved, at arealet findes for alle dagene $\Delta t_1, \Delta t_2, \dots, \Delta t_{slut}$ hver især:

$$\text{Areal under kurve}_{\Delta t_1} = \frac{1}{2} \cdot (v_0 \cdot C(t_1) + v_0 \cdot C(t_0)) \cdot \Delta t_1 \quad (2)$$

I ligningen er v_0 startvolumen (ml/dag), c_0 er startkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$), $C(t_1)$ er zinkkoncentrationen målt ved det pågældende tidspunkt og Δt_1 er tidsrummet mellem de to dage hvor de to zinkkoncentrationer er målt.

Med alle arealerne udregnet ved hjælp af ligning 2, kan det totale areal under gennembrudskurven findes, som blot er summen af alle disse arealer.

Dernæst bruges nedenstående ligning for at finde zinkkapaciteten for hele kolonnen:

$$v_0 \cdot c_0 \cdot t_{slut} - \int_0^{t_{slut}} v_0 \cdot c(t) \cdot dt = N_{slut} \quad (3)$$

hvor v_0 er startvolumen (ml/dag), c_0 er startkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$), t_{slut} er det samlede antal dage forsøget varede, $\int_0^{t_{slut}} v_0 \cdot c(t) \cdot dt$ svarer til det totale areal under gennembrudskurven og N_{slut} er den totale zinkkapacitet ($\mu\text{g Zn}$). Da der vil være noget zink tilstede i jordvæsken, som ikke er bundet til jordpartiklerne, trækkes denne mængde fra den totale zinkkapacitet. N_{slut} er herefter blevet sat i forhold til den mængde jord der er i kolonnen, hvormed zinkkapaciteten per gram jord udregnes ($\mu\text{g Zn/g}$). For regneeksempel henvises til Appendix 3 (side 57).

Tabel 6 viser gennemsnitskapaciteten ($\mu\text{g Zn/g}$ jord) med standardafvigelser for både muldjord og filtermuld, begge opnået ved kolonneforsøg. Zinkkapaciteten for hver af de to typer jord, er udregnet som den totale zinkkapacitet, fra start til slut, hvortil kolonnen var helt mættet med zink. Dette er gjort for alle kolonnerne med muldjord og filtermuld. Derefter er der taget en gennemsnitsværdi af zinkkapaciteterne fundet for de fem kolonner med muldjord og de fire kolonner med filtermuld.

Der ses i Tabel 6, en relativ stor forskel i kapaciteten for zink i de to typer jord. Muldjord har en zinkkapacitet på $1.887 \pm 249 \mu\text{g Zn/g}$, mens filtermuld har en zinkkapacitet på $25.880 \pm 1.392 \mu\text{g Zn/g}$.

Standardafvigelsen der er indsat, er baseret på det samlede antal kolonner for de to typer jord. Det er dermed afvigelsen mellem de fem og fire kolonner med hhv. muldjord og filtermuld.

Tabel 6: Den totale gennemsnitskapacitet for zink angivet i $\mu\text{g Zn/g}$ med tilsvarende standardafvigelse. Værdier sammenlignet mellem muldjord og filtermuld.

	Muldjord	Filtermuld
Gennemsnitskapacitet for zink per gram muldjord eller filtermuld ($\mu\text{g Zn/g}$) med standard afvigelse	1.887 ± 249	25.880 ± 1.392

En anden gennemsnitskapacitet for zink ($\mu\text{g Zn/g}$) er udregnet for muldjorden. Denne er vist i Tabel 7. Den er udregnet til at være $1.394 \pm 320 \mu\text{g Zn/g}$. Zinkkapaciteten er baseret på den gennemsnitlige zinkkapacitet for de fem kolonner med muldjord og udregnet ved hjælp af ligning 2 og 3 (afsnit 3.1.3). Denne kapacitet for zink er udregnet, som den zinkkapacitet muldjorden har inden der sker nogen betydelig udvaskning af zink, det vil sige inden gennembrudstidspunktet for zink finder sted. Gennembrudstidspunktet på Figur 7 ses omkring dag 8. For at finde gennembrudstidspunktet, tages der udgangspunkt i C/C_0 forholdet, som er forholdet mellem den målte zinkkoncentration i effluenter og startkoncentrationen af zink. C/C_0 skal være omkring 0,00, da det betyder der ingen eller kun en relativ lav koncentration af zink er i effluenter. Dermed har gennembruddet af zink ikke fundet sted. Efter dag 8 på Figur 7 ses en stigning i zinkkoncentrationen i effluenter og dermed også i C/C_0 forholdet.

Udregningen af standardafvigelsen i Tabel 7 er baseret på de fem kolonner med muldjord.

Tabel 7: Gennemsnitskapacitet for zink for muldjorden, inden gennembrudstidspunktet af zink finder sted, angivet i $\mu\text{g Zn/g}$ jord med tilsvarende standardafvigelse.

	Muldjord
Gennemsnitskapacitet for zink per gram muldjord ($\mu\text{g Zn/g}$) med standard afvigelse	1.394 ± 320

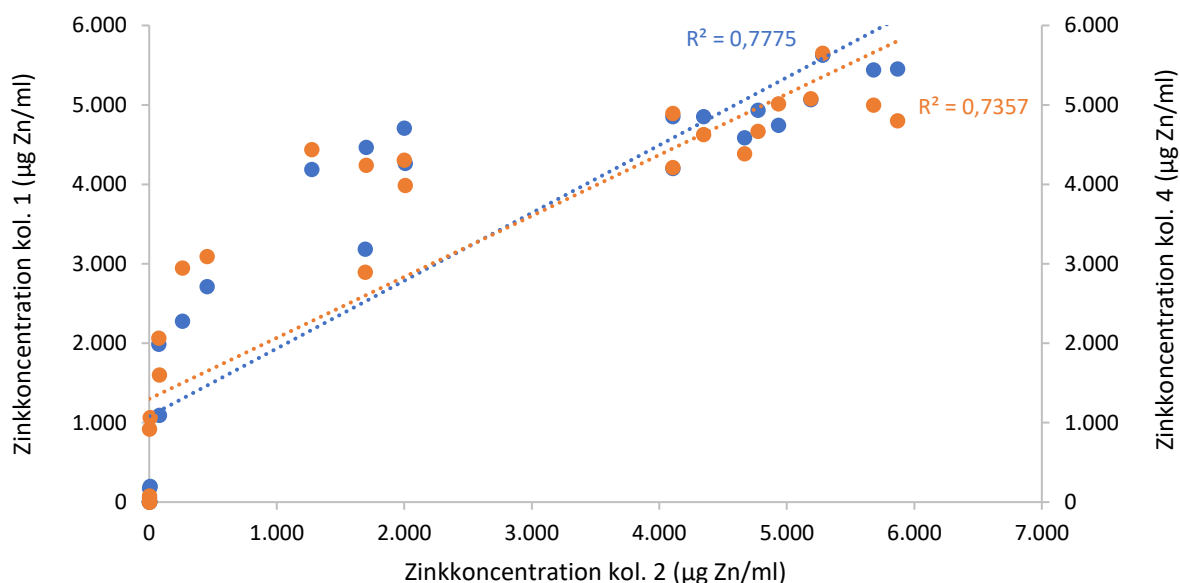
Samme udregning for filtermuld var ikke mulig, da zinkkoncentrationen i effluenter allerede var over $30 \mu\text{g Zn/ml}$ i den første prøve og steg til omkring $2.500 \mu\text{g Zn/ml}$ i den efterfølgende prøve. Dette gav et C/C_0 forhold på 0,01 i den første prøve og omkring 0,6 i den efterfølgende prøve, som blot var udtaget omkring 3,5 time efter den første. Gennembruddet af zink var derfor allerede sket omkring udtagningen af den første prøve.

3.2 Sammenhæng mellem kolonneforsøg

Da der er usikkerheder ved at udføre eksperimentelle forsøg, blev der ved kolonneforsøg med både muldjord og filtermuld lavet hhv. fem og fire replikater. Dermed blev det gjort muligt at se, om der er en usikkerhed forbundet med disse forsøg.

3.2.1 Muldjord

Ved kolonneforsøg med muldjord var der opstillet fem replikater. Disse replikater sammenlignes for at finde ud af hvor god sammenhæng der er mellem kolonnerne og dermed hvorvidt kolonnerne kan sammenlignes.



Figur 9: Sammenligning af zinkkoncentrationer ($\mu\text{g Zn/ml}$) målt i effluenter fra kolonne 2 og 1 (blå), og 2 og 4 (orange) fyldt med muldjord. På x-aksen er zinkkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$) fra kolonne 2 afbildet og på y-akserne er zinkkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$) fra kolonne 1 og 4 afbildet. Indsat er tendenslinien for begge datasæt og ligeledes er korrelationskoefficienten (R^2) for at vise sammenhængen mellem de to datasæt.

Fra forsøget med kolonner fyldt med muldjord ses en sammenligning af zinkkoncentrationerne ($\mu\text{g Zn/ml}$) målt i effluenter fra kolonne 2 og 1 (blå) og 2 og 4 (orange) på Figur 9. Tendenslinierne er indsat for begge datasæt, ligeledes er korrelationskoefficienten.

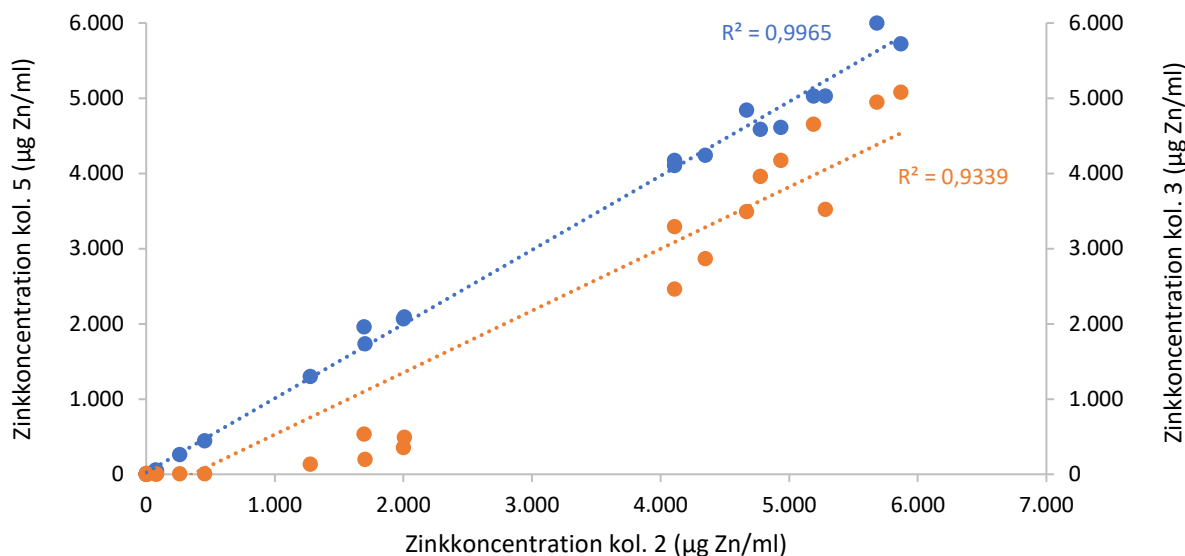
Hvis man sammenligner kolonne 2 og kolonne 1, har kolonne 1 et tidligere gennembrud af zink end kolonne 2, da zinkkoncentrationen i effluenter fra kolonne 1 er højere end zinkkoncentrationen i effluenter fra kolonne 2 ved samme tidspunkt. Den største forskel mellem de to zinkkoncentrationer er omkring $2.900 \mu\text{g Zn/ml}$, hvor det er zinkkoncentrationen i effluenter fra kolonne 1 der er den højeste.

Korrelationskoefficienten på $0,7775$, viser den del af variationen i den afhængige parameter, zinkkoncentrationen fra kolonne 1, som kan forklares med variationen i den uafhængige parameter, zinkkoncentrationen fra kolonne 2. Den resterende del af variationen i den afhængige parameter skyldes

tilfældig variation. Da korrelationskoefficienten kun er 0,7775, bør kolonne 1 og 2 ikke sammenlignes, da de to kolonner giver et forskelligt resultat.

Sammenligner man kolonne 2 og 4, har kolonne 4 et tidligere gennembrud af zink en kolonne 2. Den største forskel mellem de to zinkkoncentrationer er omkring 3.100 $\mu\text{g Zn/ml}$, hvor det er zinkkoncentrationen fra kolonne 4, der er den højeste.

Korrelationskoefficienten på 0,7357 betyder ligeledes, at de to kolonner ikke bør sammenlignes.



Figur 10: Sammenligning af zinkkoncentrationer ($\mu\text{g Zn/ml}$) målt i effluent fra kolonne 2 og 5 (blå), og 2 og 3 (orange) fyldt med muldjord. På x-aksen er zinkkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$) fra kolonne 2 afbildet og på y-akserne er zinkkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$) fra kolonne 5 og 3 afbildet. Indsat er tendenslinien for begge datasæt og ligeledes er korrelationskoefficienten (R^2) for at vise sammenhængen mellem de to datasæt.

På Figur 10 ses en sammenligning mellem zinkkoncentrationerne ($\mu\text{g Zn/ml}$) målt i effluenten fra kolonne 2 og 5 (blå) og ligeledes 2 og 3 (orange).

Zinkkoncentrationerne fra kolonne 2 og 5 minder relativt meget om hinanden, da den største forskel mellem de to zinkkoncentrationer er omkring 300 $\mu\text{g Zn/ml}$. Denne forskel ses på to forskellige tidspunkter, hvor det på det ene tidspunkt er zinkkoncentrationen fra kolonne 2 der er højest, mens det er zinkkoncentrationen fra kolonne 5 der er højest på det andet tidspunkt. Gennembruddet af zink sker omkring den samme dag i de to kolonner.

Korrelationskoefficienten på 0,9965 tyder på en relativ god sammenhæng mellem de to kolonner. De to kolonner kan derfor sammenlignes.

Sammenligner man kolonne 2 og 3, ses et tidligere gennembrud af zink for kolonne 2, da zinkkoncentrationen i effluenten er højere fra kolonne 2 end fra kolonne 3 ved det samme tidspunkt. Den

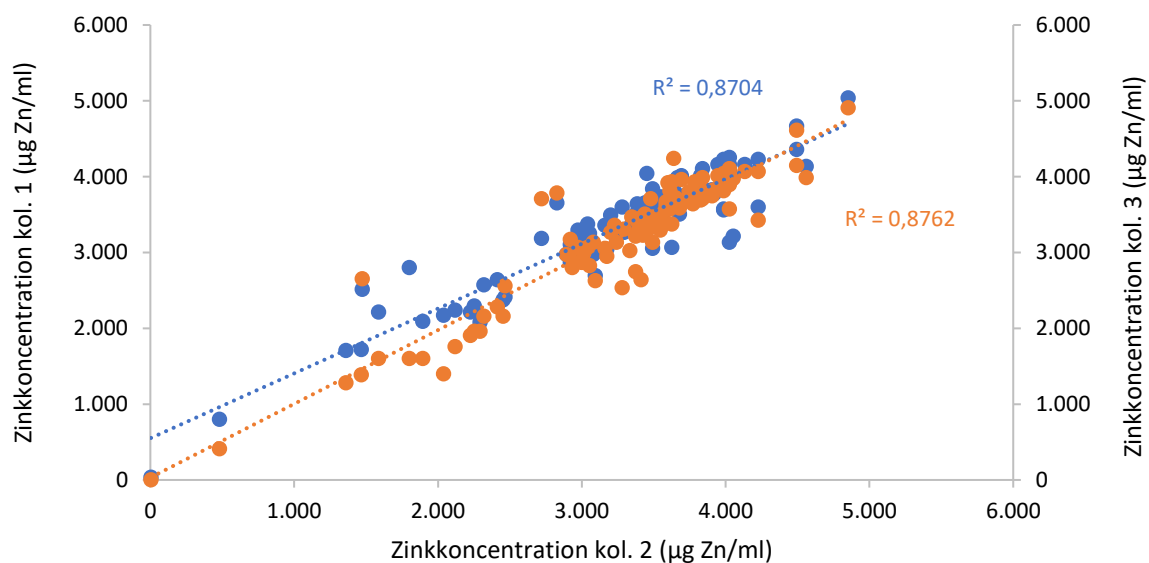
største forskel mellem de to zinkkoncentrationer er omkring 1.700 µg/ml, hvor det er kolonne 2 der har den højeste zinkkoncentration.

De to kolonner er nogenlunde sammenlignelige, da korrelationskoefficienten er 0,9339.

Dermed kan det antages, at kolonnerne 2, 3 og 5 er sammenlignelige. Derimod viser kolonnerne 1 og 4 et andet resultat, da disse to kolonner har et tidligere gennembrud af zink end de andre tre kolonner.

3.2.2 Filtermuld

Ved kolonneforsøg med filtermuld var der opstillet fire replikater, som ligeledes sammenlignes nedenfor.



Figur 11: Sammenligning af zinkkoncentrationer (µg Zn/ml) målt i effluenten fra kolonne 2 og 1 (blå), og 2 og 3 (orange) fyldt med filtermuld. På x-aksen er zinkkoncentrationen (µg Zn/ml) fra kolonne 2 afbildet og på y-akserne er zinkkoncentrationen (µg Zn/ml) fra kolonne 1 og 3 afbildet. Indsat er tendenslinien for begge datasæt og ligeledes er korrelationskoefficienten (R^2) for at vise sammenhængen mellem de to datasæt.

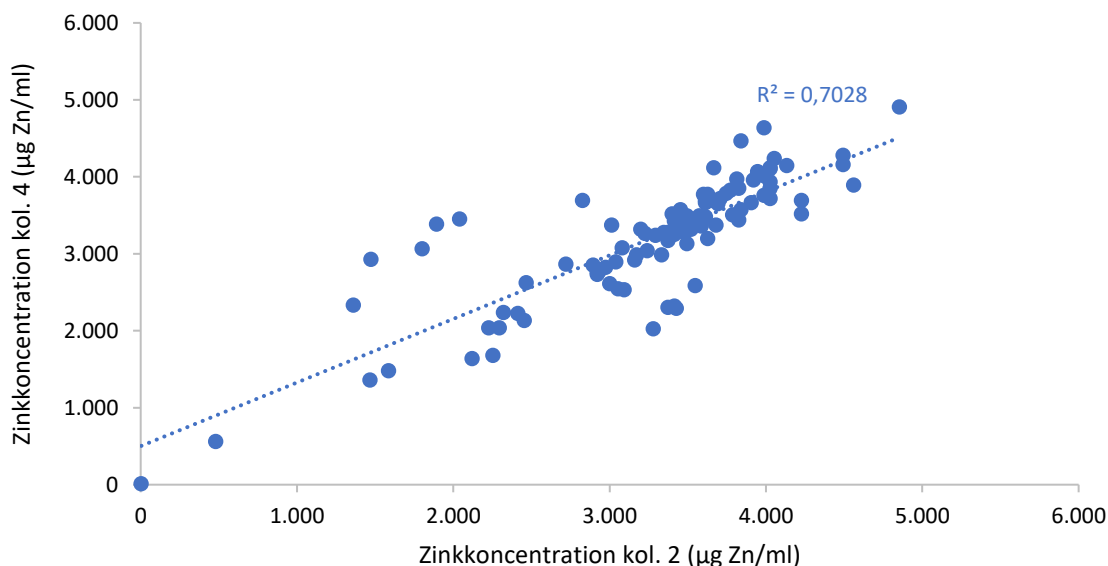
Sammenligning af zinkkoncentrationerne (µg Zn/ml) målt i effluenten fra kolonne 2 og 1 (blå) og 2 og 3 (orange) fyldt med filtermuld, ses på Figur 11. Indsat er tendenslinien sammen med korrelationskoefficienten.

Ved sammenligning mellem kolonne 2 og 1 ses det, at kolonne 1 har et tidligere gennembrud af zink, da zinkkoncentrationen i effluenten i starten er højere fra kolonne 1 end den er fra kolonne 2 på samme tidspunkt. Den største forskel mellem de to zinkkoncentrationer er omkring 1.000 µg Zn/ml, hvor det er zinkkoncentrationen fra kolonne 1 der er højest.

Korrelationskoefficienten er 0,8704, hvilket tyder på en ringe sammenhæng mellem de to kolonner. Sammenlignes kolonne 2 og 3 minder zinkkoncentrationen i effluenten fra de to kolonner mere eller mindre om hinanden, hvor zinkkoncentrationerne fra de to kolonner veksler mellem at være højest, dog har kolonne

3 det tidligste gennembrud af zink. Den største forskel mellem zinkkoncentrationer fra de to kolonner er 1.180 $\mu\text{g Zn/ml}$, hvor det er zinkkoncentrationen fra kolonne 3 der er højest.

Korrelationskoefficienten er 0,8762, hvilket tyder på en nogenlunde sammenhæng mellem de to kolonner.



Figur 12: Sammenligning af zinkkoncentrationer ($\mu\text{g Zn/ml}$) målt i effluenter fra kolonne 2 og 4 fyldt med filtermuld. På x-aksen er zinkkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$) fra kolonne 2 afbildet og på y-aksen er zinkkoncentrationen ($\mu\text{g Zn/ml}$) fra kolonne 4 afbildet. Indsat er tendenslinien og ligeledes er korrelationskoefficienten (R^2) for at vise sammenhængen mellem de to datasæt.

På Figur 12 ses en sammenligning af zinkkoncentrationerne ($\mu\text{g Zn/ml}$) målt i effluenter fra kolonne 2 og 4 fyldt med filtermuld. Indsat er tendenslinien sammen med korrelationskoefficienten. Zinkkoncentrationen i effluenter er primært højest fra kolonne 2. Dog har kolonne 4 et tidligere gennembrud af zink end kolonne 2, da zinkkoncentrationen i effluenter i starten er højest fra kolonne 4. Den største forskel mellem zinkkoncentrationerne fra de to kolonner er omkring 1.500 $\mu\text{g Zn/ml}$, hvor det er zinkkoncentrationen fra kolonne 4 der er højest.

Korrelationskoefficienten er 0,7028, hvilket tyder på en ringe sammenhæng mellem de to kolonner.

Ud fra ovenstående sammenligninger mellem kolonnerne med filtermuld, er det kolonnerne 1, 2 og 3 der er mest sammenlignelige. Kolonne 4 giver et andet resultat, da denne har et tidligere gennembrud af zink end de andre tre kolonner.

3.3 Bægerglasforsøg

Ved diverse forsøg med bægerglas blev der opstillet tre scenarier for at finde og sammenligne mængden af adsorberet zink fra drænvand fra Snekkersten fodboldbane i muldjord og filtermuld. Der blev lavet et scenarie hvor kun drænvand fra Snekkersten fodboldbane blev brugt (pH på 8,58), et andet hvor drænvandet var tilsat svovlsyre for at opnå en relativ lav pH på 3,05 og et tredje hvor drænvandet var tilsat natriumhydroxid for at opnå en relativ høj pH på 9,91. Zinkkoncentrationen i drænvandet fra Snekkersten fodboldbane var 1,06 µg Zn/ml.

Tabel 8 viser den adsorberet mængde zink (µg Zn/ml) i muldjord og filtermuld, da der blev brugt drænvand fra Snekkersten fodboldbane, drænvand med lav pH på 3,05 og drænvand med høj pH på 9,91.

Da hver opløsning blev lavet i to replikater, er den viste standardafvigelse i Tabel 8, afvigelsen mellem disse to.

I opløsningen kun bestående af drænvand, adsorberer de to typer jord lige meget zink. Både muldjord og filtermuld adsorberer omkring 1,0 µg Zn/ml.

Hvis drænvandet derimod er tilsæt svovlsyre og nået en lav pH, bliver der ikke adsorberet noget zink i hverken muldjord og filtermuld. Hvis der tages højde for standardafvigelserne, så har begge typer jord ligeledes en negativ adsorption af zink. Dermed bliver der målt en højere slutkoncentration af zink end der var i startkoncentrationen. For muldjord gælder det, at én måling var negativ, mens det for filtermulden var begge målinger.

Drænvand med høj pH, hvor der er tilsat natriumhydroxid, udviser muldjorden en anelse større adsorbering af zink end filtermulden. Mængden af adsorberet zink i muldjorden er omkring 0,1 µg Zn/ml større end adsorberingen er i filtermulden.

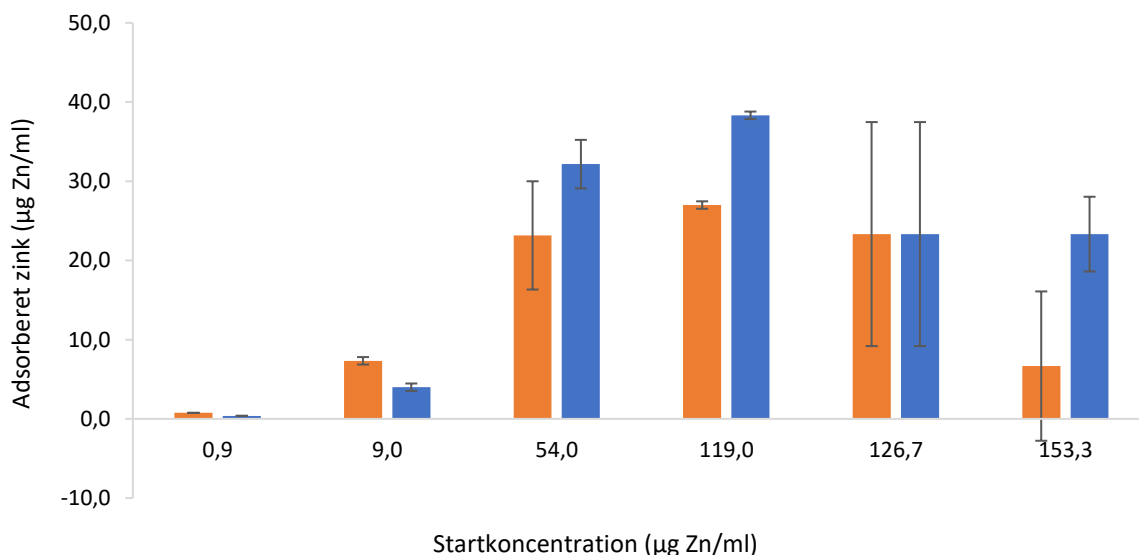
Tabel 8: Adsorberet zink (µg Zn/ml) i muldjord og filtermuld med drænvand fra Snekkersten fodboldbane, drænvand med lav pH og drænvand med høj pH. Vist er standardafvigelsen, da hver opløsning blev lavet i to replikater.

Drænvand med varierende pH	Adsorberet zink (µg Zn/ml)	
	Muldjord	Filtermuld
Drænvand	1,0 ± 0,01	1,0 ± 0,01
Drænvand med lav pH	0,0 ± 0,07	0,0 ± 0,02
Drænvand med høj pH	0,6 ± 0,0	0,5 ± 0,04

Ligeledes blev der lavet scenarier, hvor en zinksulfat opløsning, svarende til den der blev brugt i kolonneforsøgene, blev brugt. Muldjord og filtermuld blev testet i bægerglas ved fire forskellige scenarier. Et, hvor en zinksulfat opløsning blev brugt, et andet hvor en 50/50 blanding af zinksulfat opløsning og drænvand fra Snekkersten fodboldbane blev brugt, et tredje hvor der til zinksulfat opløsningen var tilsat

svovlsyre for at opnå en relativ lav pH omkring 3 og et fjerde, hvor der til 50/50 blandingen af zinksulfat opløsning og drænvand var tilsat svovlsyre for ligeledes at opnå en pH omkring 3.

For hver af forsøgene blev der lavet to replikater af hver opløsning for at mindske usikkerheden ved blot én gentagelse. Nedstående grafer for adsorbering af zink i muldjord og filtermuld og efterfølgende fundne zinkkapaciteter, er dermed en gennemsnitsværdi for de to replikater. Ligeledes er den viste standardafvigelse forskellen mellem mængden af adsorberet zink i de målte prøver fra de to replikater.



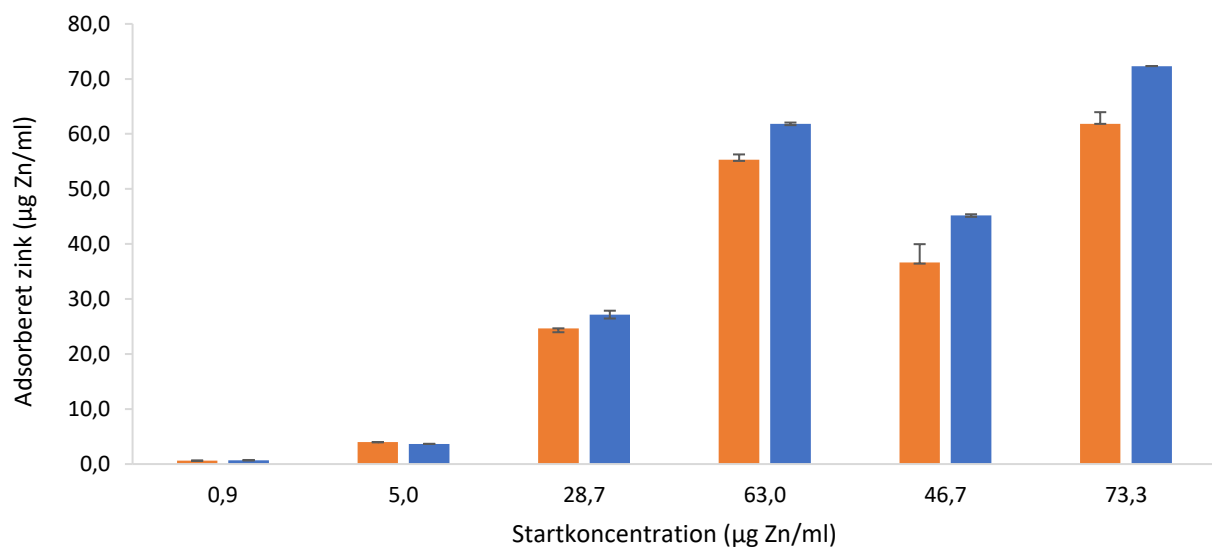
Figur 13: Sammenligning af adsorberet zink (µg Zn/ml) i muldjord (orange) og filtermuld (blå) ved seks forskellige startkoncentrationer (µg Zn/ml) af en zinksulfat opløsning. For hver måling er der indsat en standardafvigelse, da hver opløsning blev lavet i to replikater.

En sammenligning af adsorberet zink (µg Zn/ml) i muldjord (orange) og filtermuld (blå) er vist på Figur 13.

Filtermuld har en større mængde adsorberet zink fra startkoncentration 54,0 µg Zn/ml og opefter, på nær ved startkoncentration 126,7 µg Zn/ml, hvor de to jordtyper adsorberer den samme mængde zink. Muldjord adsorberer mest zink ved de to lave startkoncentrationer af zinksulfat, 0,9 µg Zn/ml og 9,0 µg Zn/ml. Ved disse to startkoncentrationer adsorberer muldjorden hhv. omkring 0,4 µg Zn/ml og omkring 3 µg Zn/ml mere end filtermulden. Den største mængde adsorberet zink ses ved startkoncentration 119,0 µg Zn/ml, hvilket gør sig gældende for begge jordtyper. Ved denne startkoncentration adsorberer muldjorden omkring 27 µg Zn/ml, mens filtermulden adsorberer omkring 38 µg Zn/ml.

Standardafvigelser er indsat, da hver opløsning blev lavet i to replikater. Den største afvigelse ses ved startkoncentrationen 126,7 µg Zn/ml for både muldjord og filtermuld. For begge typer jord er standardafvigelsen 14,14 µg Zn/ml.

Det bemærkes, at der ved startkoncentrationen 153,3 µg Zn/ml ses en negativ adsorberet mængde zink for muldjorden, hvis der tages højde for standardafvigelsen.

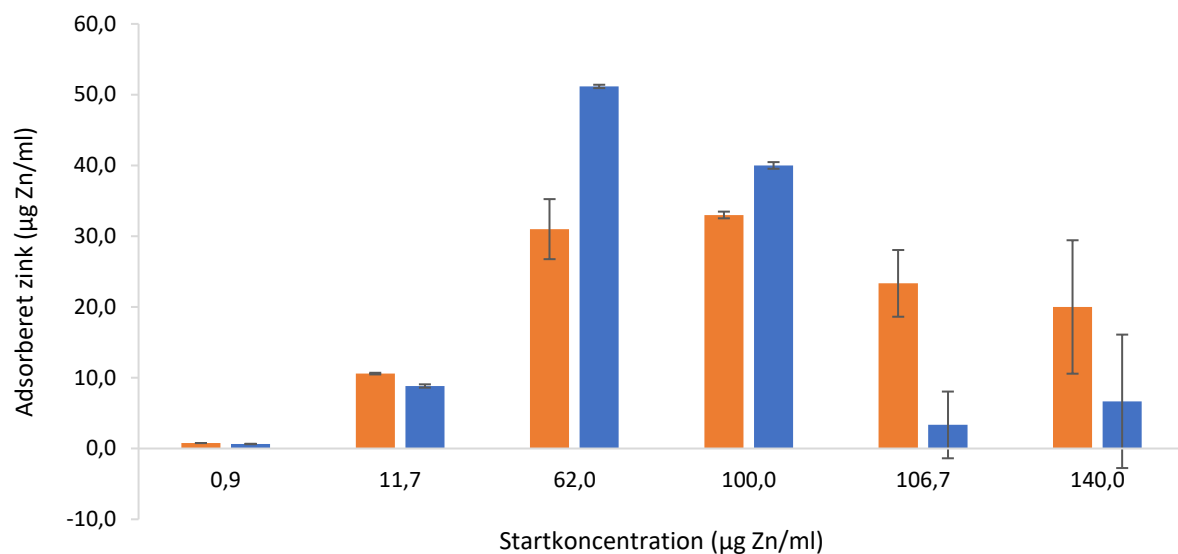


Figur 14: Sammenligning af adsorberet zink ($\mu\text{g Zn/ml}$) i muldjord (orange) og filtermuld (blå) ved seks forskellige startkoncentrationer af en 50/50 blanding af zinksulfat opløsning og drænvand fra Snekkersten fodboldbane. For hver måling er der indsat en standardafvigelse, da hver opløsning blev lavet i to replikater.

I en 50/50 blanding af zinksulfat opløsning og drænvand fra Snekkersten fodboldbane, er det filtermuld der udviser den største mængde adsorberet zink. Dog er det med en enkelt undtagelse ved startkoncentration 5,0 $\mu\text{g Zn/ml}$, hvor mængden af adsorberet zink i muldjorden er omkring 0,3 $\mu\text{g Zn/ml}$ større end i filtermulden (Figur 14). Den største mængde adsorberet zink for begge jordtyper ses ved den højeste startkoncentration, 73,3 $\mu\text{g Zn/ml}$. Her adsorberer muldjorden omkring 62 $\mu\text{g Zn/ml}$ og filtermulden adsorberer omkring 72 $\mu\text{g Zn/ml}$.

Det bemærkes, at der sker et fald i startkoncentrationen fra den fjerde til femte opløsning. Den falder fra 63,0 $\mu\text{g Zn/ml}$ til 46,7 $\mu\text{g Zn/ml}$. Herefter stiger den yderligere til 73,3 $\mu\text{g Zn/ml}$ i den sjette opløsning.

Standardafvigelser er indsat, da hver opløsning blev lavet i to replikater. For muldjord er den størst ved startkoncentration 46,7 $\mu\text{g Zn/ml}$, hvor den er 3,30 $\mu\text{g Zn/ml}$. For filtermuld er standardafvigelsen størst ved startkoncentration 28,7 $\mu\text{g Zn/ml}$, hvor den er 0,71 $\mu\text{g Zn/ml}$.



Figur 15: Adsorberet zink (µg Zn/ml) i muldjord (orange) og filtermuld (blå) ved seks forskellige startkoncentrationer af en zinksulfat opløsning med lav pH. For hver måling er der indsat en standardafvigelse, da hver opløsning blev lavet i to replikater.

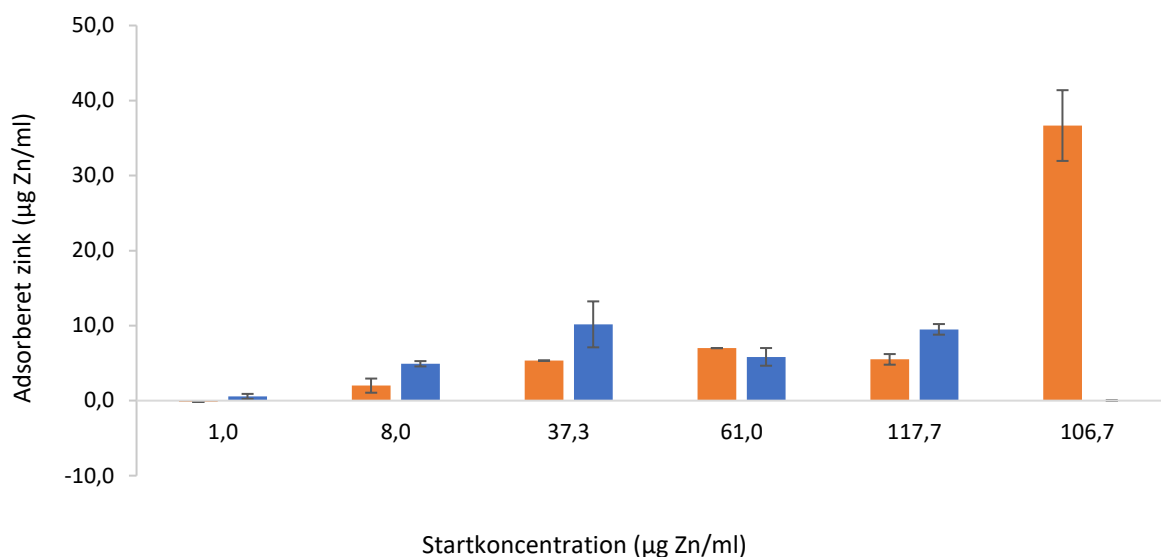
På Figur 15 ses en sammenligning af mængde adsorberet zink i muldjord (orange) og filtermuld (blå) ved seks forskellige startkoncentrationer af en zinksulfat opløsning med lav pH.

Ved alle startkoncentrationer, på nær 62,0 µg Zn/ml og 100,0 µg Zn/ml, adsorberer muldjorden den største mængde zink i forhold til filtermulden.

I muldjord er mængden af adsorberet zink størst ved startkoncentration 100,0 µg Zn/ml, hvor adsorptionen er omkring 33 µg Zn/ml. For filtermuld gælder det, at den største mængde zink adsorberes ved startkoncentration 62,0 µg Zn/ml, hvor filtermulden adsorberer omkring 51 µg Zn/ml.

Standardafvigelser er indsat, da hver opløsning blev lavet i to replikater. Den største standardafvigelse ses ved den højeste startkoncentration på 140,0 µg Zn/ml for både muldjord og filtermuld. Standardafvigelsen er 9,43 µg Zn/ml for begge typer jord.

Det bemærkes, at hvis der tages højde for standardafvigelsen, ses en negativ adsorption i filtermulden ved startkoncentration 106,7 µg Zn/ml og 140,0 µg Zn/ml.



Figur 16: En sammenligning af adsorberet zink (µg Zn/ml) i muldjord (orange) og filtermuld (blå) ved seks forskellige startkoncentrationer af en 50/50 blanding af zinksulfat opløsning og drænvand fra Snekkersten fodboldbane med lav pH. For hver måling er der indsat en standardafvigelse, da hver opløsning blev lavet i to replikater.

En sammenligning af adsorberet zink (µg Zn/ml) for muldjord (orange) og filtermuld (blå) ved seks forskellige startkoncentrationer af en 50/50 blanding af zinksulfat opløsning af drænvand fra Snekkersten fodboldbane med lav pH, ses på Figur 16.

En større mængde adsorberet zink ses i filtermulden, med undtagelse ved startkoncentration 61,0 µg Zn/ml og 106,7 µg Zn/ml. Ved disse to startkoncentrationer adsorberer muldjorden hhv. omkring 1 µg Zn/ml og omkring 37 µg Zn/ml mere end filtermulden. Den største mængde adsorberet zink i muldjord ses ved startkoncentration 106,7 µg Zn/ml, hvor den er omkring 37 µg Zn/ml. For filtermuld er adsorptionen størst ved startkoncentration 37,3 µg Zn/ml, hvor mængden er omkring 10 µg Zn/ml.

Det bemærkes, at muldjord har en negativ adsorption på omkring -0,1 µg Zn/ml ved startkoncentration 1,0 µg Zn/ml og filtermuld har en adsorption på nul ved startkoncentration 106,7 µg Zn/ml.

Standardafvigelser er indsat, da hver opløsning blev lavet i to replikater. For muldjorden er standardafvigelsen størst ved startkoncentration 106,7 µg Zn/ml, hvor den er 4,71 µg Zn/ml. For filtermulden er standardafvigelsen størst ved startkoncentration 37,3 µg Zn/ml, hvor den er 3,06 µg Zn/ml.

Tabel 9 viser zinkkapaciteten for muldjord og filtermuld ved de fire forskellige scenarier, som er værdier fra bægerglasforsøgene, der er repræsenteret på Figur 13, 14, 15 og 16. Det skyldes, at den største mængde adsorberet zink der blev set i de fire scenarier (Figur 13, 14, 15 og 16), svarer til den zinkkapacitet som jordtypen har. De opløsninger der blev brugt i scenarierne, var en zinksulfat opløsning, en 50/50 blanding af zinksulfat opløsning og drænvand fra Snekkersten fodboldbane og ligeledes, hvor der til begge opløsningerne blev tilsat svovlsyre for at opnå en lav pH på omkring 3.

Zinkkapaciteten ($\mu\text{g Zn/g}$) for filtermuld er større end for muldjord ved de tre scenarier, zinksulfat opløsning, zinksulfat opløsning og drænvand, og zinksulfat opløsning med lav pH. Ved disse scenarier er zinkkapaciteten for filtermulden hhv. omkring $560 \mu\text{g Zn/g}$, omkring $520 \mu\text{g Zn/g}$ og omkring $900 \mu\text{g Zn/g}$ større end for muldjorden. Ved det sidste scenarie, zinksulfat opløsning og drænvand med lav pH, har muldjord en større kapacitet end filtermuld, hvor forskellen er omkring $1.300 \mu\text{g Zn/g}$.

Tabel 9: Zinkkapaciteten ($\mu\text{g Zn/g}$) for både muldjord og filtermuld i fire forskellige opløsninger. En zinksulfat opløsning, en 50/50 blanding af zinksulfat opløsning og drænvand fra Snekkersten fodboldbane og ved tilsætning af svovlsyre, for at opnå en lav pH, til begge opløsninger.

Opløsningstyper	Kapacitet af zink per gram jord ($\mu\text{g Zn/g}$)	
	Muldjord	Filtermuld
Zinksulfat opløsning	1.350 ± 24	1.917 ± 24
Zinksulfat opl. og drænvand	3.092 ± 106	3.617 ± 0
Zinksulfat opl. med lav pH	1.650 ± 24	2.558 ± 12
Zinksulfat opl. og drænvand med lav pH	1.833 ± 236	508 ± 153

4 Diskussion

I dette projekt var formålet at finde ud af, hvorvidt muldjorden i Snekkersten kan bruges som et effektivt filter for de forhøjede zinkkoncentrationer der er målt i drænvandet fra fodboldbanen. Ligeså var formålet at undersøge, hvorvidt filtermuld kan bruges som en simpel og lavteknologisk løsning på udvaskningen af zink ved anlæggelse af fremtidige kunstgræsbaner. Derfor er der blevet lavet kolonneforsøg og bægerglasforsøg med både muldjord og filtermuld, for at finde ud af hvor effektiv de to typer jord er til at adsorbere zink. Muldjorden blev hentet fra Snekkersten kunstgræsbane, mens filtermuld var fremstillet af Solum A/S.

4.1 Kolonneforsøg

Hvis man sammenligner gennembrudskurverne for de to jordtyper, ses en tydelig forskel.

Gennembrudskurven for muldjord, Figur 7, viser et tilnærmelsesvist S-formet forløb fra en zinkkoncentration omkring $0,2 \mu\text{g Zn/ml}$ til en zinkkoncentration lidt over $5.800 \mu\text{g Zn/ml}$. Denne zinkkoncentration i effluenter er noget over indløbskoncentrationen (C_0) på omkring $3.700 \mu\text{g Zn/ml}$.

Gennembrudstidspunktet af zink finder først sted efter omkring otte dage, da zinkkoncentrationen i effluenter er så relativ lav indtil dag 8, at C/C_0 forholdet ikke er større end 0,00 (Figur 7). Efter gennembruddet måles en zinkkoncentration på omkring $80 \mu\text{g Zn/ml}$ i effluenter. En zinkkoncentration på omkring $80 \mu\text{g Zn/ml}$ giver et C/C_0 forhold på omkring 0,02.

Der sker et fald omkring dag 22, hvor zinkkoncentrationen falder fra omkring $2.000 \mu\text{g Zn/ml}$ til knap $1.700 \mu\text{g Zn/ml}$. Herefter stiger zinkkoncentrationen til over $4.100 \mu\text{g Zn/ml}$ ved næste måling af effluenter. Dette fald kan skyldes en måleusikkerhed, da fortyndingsfaktoren af den målte prøve var 2000. Da faldet i zinkkoncentrationen ligeledes er konsekvent for de fire af kolonnerne, er risikoen for at det er en måleusikkerhed, enten på grund af fortyndingen eller at det atomisk absorptions spektrometer (AAS) ikke har taget den korrekte mængde prøve ind, relativ stor. Jævnfør afsnit 4.4 omkring datakvaliteten.

Ved kolonneforsøg skal et C/C_0 forhold på 1 gerne opnås, da dette betyder, at zinkkoncentrationen i effluenter er på samme niveau som indløbskoncentrationen. Der ses en stigning i C/C_0 forholdet til omkring 1,5 på Figur 7. Til trods for at zinkkoncentrationen i indløbet er omkring $3.700 \mu\text{g Zn/ml}$, så blev den højeste zinkkoncentration i effluenter målt til over $5.800 \mu\text{g Zn/ml}$. Fælles er det for alle fem kolonner med muldjord, at C/C_0 forholdet stiger til omkring 1,4-1,5. Grunden til dette kan være den meget høje zinkkoncentration der er i indløbet, hvilket kan forårsage reaktioner og udfældninger, som på nuværende tidspunkt er ukendt. Ligeledes indeholder muldjorden allerede 31 mg Zn/kg tørstof. Disse zinkioner kan risikere at blive løsrevet fra jordpartiklerne og dermed ende i effluenter, da zinksulfat opløsningen har en pH omkring 5. En lav pH er blevet påvist, at øge opløseligheden af zink (Kruger, Kalbe et al. 2012).

Figur 8 derimod, som viser gennembrudskurven for filtermuld, illustrerer et noget andet forløb. Gennembruddet af zink havde allerede fundet sted omkring den første prøvetagning, da zinkkoncentrationen i effluenten fra den første prøve blev målt til at være omkring 30 $\mu\text{g Zn/ml}$. Det samme gør sig gældende for de andre tre kolonner, hvor den laveste zinkkoncentration målt ved den første prøve var omkring 2 $\mu\text{g Zn/ml}$, som var fra kolonne 3. Den målte zinkkoncentration på omkring 30 $\mu\text{g Zn/ml}$ i den første prøve og den målte zinkkoncentration omkring 2.500 $\mu\text{g Zn/ml}$ i den efterfølgende prøve (Figur 8), kan tyde på at kolonnen ikke er pakket ordentlig, hvilket har resulteret i nogle kanaler i kolonnen. Filtermulden har ligeledes en mere grovkornet struktur end muldjorden, hvormed det må forventes, at filtermulden ikke kan pakkes ligeså tæt som muldjorden.

Gennembrudsgrafen for filtermulden har ikke samme S-formet forløb som for muldjorden. I stedet blev der målt noget varierende koncentrationer af zink i effluenten. Det største udsving ses fra dag 47 til dag 53, hvor zinkkoncentrationen går fra at være over 4.000 $\mu\text{g Zn/ml}$ til omkring 800 $\mu\text{g Zn/ml}$. De relative store fald der ses igennem forsøgsperioden, kan skyldes at der sker noget kemisk i kolonnen, på grund af den høje zinkkoncentration, som på nuværende tidspunkt ikke kan forklares. De store fald i zinkkoncentrationen, som fra dag 7 til 10, 14 til 17 og 47 til 53, kan muligvis skyldes, at kolonnen er løbet tør for opløsning. Indtil da, har kolonnen været mættet med opløsning og dermed kørt anaerob. Dette gælder alle fire kolonner. Dermed kan en mulig forklaring være, at filtermulden oxideres. Mulige cits i filtermulden kan blive aktive, når de reagerer med ilt. Den zink der er bundet til partiklerne i filtermulden i forvejen, reagerer med ilt og danner et produkt der udfældes (Karlby and Sørensen 1998). Dermed vil partiklerne kunne tilbageholde flere zinkioner, hvilket vil resultere i et fald i zinkkoncentrationen i effluenten. Denne mulige udfældning understøttes af Brummer, Tiller et al. (1983). Ud fra undersøgelser viser han, at den dominerende reaktion der vil ske i jorden, hvis pH er over 7 og der er en høj koncentration af zink, hvormed de cits hvorpå zinken kan adsorberes er mættet med zink, er udfældning. Da den brugte zinksulfat opløsning har en pH omkring 5 og filtermulden har en pH på over 8, kan det antages, at reaktionerne der sker i jorden, sker ved en tilpas neutral eller anelse basisk pH. Ligeledes har zinksulfat opløsningen en zinkkoncentration på omkring 4.000 $\mu\text{g Zn/ml}$, hvilket må sikre en mætning af de reaktive partikler i filtermulden. Dette tilsammen burde gøre, at udfældningsreaktionen finder sted.

Et konstant C/C_0 forhold opnås ikke på noget tidspunkt, hvor kun et C/C_0 forhold over 1 blev observeret ved tre prøver. Det betyder, at zinkkoncentrationen i effluenten generelt ikke når op på samme niveau som zinkkoncentrationen i indløbet.

Frem til dag 7 ses et nogenlunde pænt forløb, hvor zinkkoncentrationen stiger stødt med tiden. Dette forløb kunne muligvis have fortsat, hvis ikke zinkkoncentrationen i indløbet havde været så relativ høj.

Dermed ville en pænere gennembrudskurve være opnået. Samme tendens gør sig gældende for de tre andre kolonner, hvor der ligeledes ses et fald efter dag 7.

Opholdstiden for opløsningen i de to kolonner med muldjord og filtermuld var ikke ens. Fra kolonnerne med muldjord, kom effluenterne først igennem efter 7-9 timer, hvorefter den første prøve blev udtaget. Derimod kom effluenterne fra filtermuldskolonnen allerede ud efter 1-11 minutter. Der er derfor en relativ stor forskel i opholdstiden i de to typer jord. Dette kan skyldes, at kolonnen med filtermuld ikke er blevet presset og pakket tilstrækkelig, således at der er kanaler og revner i kolonnen. Det kan dog også tillægges filtermuldens mere grovkornet struktur end muldjordens. Filtermulden består af 66,6% grovsand, mens der i muldjorden kun er 9,9% (Tabel 1 og 4). Derfor har filtermulden en mere grovkornet struktur, som har stor betydning for jordens drænevne. Da en større procentdel af porevolumenet udgøres af grovporer i sandjorde, som har lave kapillærkræfter, vil tilbageholdelsen af vand være begrænset. Da muldjorden derimod består af en større procentdel finporer, er tilbageholdelsen af vand større på grund af de større kapillærkræfter (Petersen 1994). Jordens struktur har altså stor betydning for opholdstiden af en opløsning i mediet. Derfor må det ligeledes antages, at opholdstiden har indflydelse på bindingen af metaller. Dette understøttes af målinger af zinkkoncentration i effluenterne fra den første prøve udtaget fra kolonneforsøgene. Zinkkoncentrationen var gennemsnitlig omkring $2 \mu\text{g Zn/ml}$ for de fem kolonner med muldjord, mens den for de fire kolonner med filtermuld var omkring $14 \mu\text{g Zn/ml}$.

Zinkkapaciteterne for muldjord og filtermuld, der blev udregnet på baggrund af hele gennembrudskurverne, er noget forskellige (Tabel 6). Muldjord har en zinkkapacitet på $1.887 \pm 249 \mu\text{g Zn/g}$, mens filtermuld har en zinkkapacitet på $25.880 \pm 1.392 \mu\text{g Zn/g}$. Den relativ store forskel skyldes, at filtermulden har et højere indhold af organisk materiale, humus, som bidrager til adsorptionen af zinkioner. Kationbytningskapacitet for filtermuld er derfor højere end for muldjord. Dog skyldes forskellen også de ovennævnte reaktioner og udfældninger, der kan være sket i kolonnen med filtermuld.

En anden zinkkapacitet blev udregnet for muldjord (Tabel 7). Denne zinkkapacitet afspejler adsorptionen af zink inden gennembruddet af zink finder sted. Gennembrudstidspunktet blev fundet ved, at C/C_0 forholdet indtil da, var omkring 0,00. Den er udregnet til at være $1.394 \pm 320 \mu\text{g Zn/g}$. Denne zinkkapacitet er et gennemsnit for alle fem kolonner. For de fem kolonner med muldjord, var gennembrudstidspunktet dog forskelligt. For kolonne 1 og 4 var gennembrudstidspunktet omkring dag 5, for kolonne 2 og 5 var det omkring dag 8 og for kolonne 3 var det omkring dag 15. De zinkkoncentrationer der blev målt i effluenterne fra de fem kolonner med muldjord inden gennembrudstidspunktet, gik fra omkring $0,05 \mu\text{g Zn/ml}$ til omkring $12,7 \mu\text{g Zn/ml}$. De højere zinkkoncentrationer i effluenterne inden gennembruddet af zink fandt sted, såsom $12,7 \mu\text{g Zn/ml}$ der blev målt en enkelt gang fra kolonne 4, kan skyldes kanaldannelse. Dette understøttes også af, at der på kolonne 1 og 4 blev hældt mere opløsning på end ved de tre andre kolonner. Der er derfor stor

sandsynlighed for, at muldjorden i kolonnerne ikke er presset ens, hvilket kan have resulteret i nogle kanaler. Zinkopløsningen kan derfor løbe igennem disse kanaler, hvor der vil være et mindre zinkoptag fra jordpartiklerne end egentlig muligt. Til trods for eventuelle kanaler i kolonne 4, bliver der stadig optaget en relativ stor mængde zink i muldjorden. Fra en zinkkoncentration i indløbet på omkring $3.700 \mu\text{g Zn/ml}$ til en zinkkoncentration i effluenten på lidt over $10 \mu\text{g Zn/ml}$, er et fald på ca. 99,7%. Den målte zinkkoncentration i effluenten er så tilstrækkelig lav, at der stadig opnås et C/C_0 forhold på 0,00. Derfor må det antages, at eventuelle revner i jordsøjlen ikke burde udgøre nogen risiko ved udledning til en recipient, hvis det var sket fra en fodboldbane, hvor zinkkoncentrationen i indløbet, drænvandet, ikke havde været så høj, som det var tilfældet i dette forsøg. Det må ligeledes forventes, at sådanne udsving i zinkkoncentrationen kan forekomme i naturen enten på grund af større fraktioner i jorden, såsom sten, eller biologisk aktivitet, der kan danne kanaler i jorden.

Samme udregning var ikke mulig for filtermuld, da gennembruddet af zink allerede havde fundet sted inden første prøvetagning.

Hvis zinkkapaciteten for filtermulden i stedet udregnes inden der sker et fald i zinkkoncentrationen, som på Figur 8 ses omkring dag 7, er den $2.823 \pm 161 \mu\text{g Zn/g}$. Zinkkapaciteten er udregnet som en gennemsnitsværdi, der er baseret på alle fire kolonner med filtermuld. Dog er der på dag 7 ikke nået et konstant C/C_0 forhold på 1, hvormed det må forventes at den fulde zinkkapacitet for filtermulden endnu ikke er nået på daværende tidspunkt. Denne zinkkapacitet er noget forskellig fra den ellers udregnede zinkkapacitet, der er baseret på hele forsøgsperioden, som er $25.880 \pm 1.392 \mu\text{g Zn/g}$ (Tabel 6). Denne store forskel på de to zinkkapaciteter for filtermulden skyldes, at den udregnede zinkkapacitet på $2.823 \pm 161 \mu\text{g Zn/g}$ kun er baseret på de syv første dage af forsøget, hvorimod zinkkapaciteten på $25.880 \pm 1.392 \mu\text{g Zn/g}$ er baseret på 53 dage, som var den periode forsøget strakte sig over. Den lave zinkkapacitet udregnes, da det antages at denne afspejler kapaciteten af zink i filtermulden inden reaktioner og udfældninger finder sted i kolonnen. Disse reaktioner og udfældninger skyldes både den høje zinkkoncentration i den brugte opløsning og ligeledes, at nogle cates i filtermulden aktiveres, når den allerede bundne zink reagerer med ilt (Karlby and Sørensen 1998).

Hvis zinkkapaciteten på $2.823 \pm 161 \mu\text{g Zn/g}$ for filtermuld sammenlignes med muldjordens zinkkapacitet på $1.887 \pm 249 \mu\text{g Zn/g}$ (Tabel 6), udviser filtermulden en stadig større kapacitet for zink.

Standardafvigelseerne tilhørende de udregnede zinkkapaciteter for både muldjord og filtermuld, kan tillægges en forskellighed mellem kolonnerne. På Figur 9 og 10 er kolonnerne med muldjord blevet sammenlignet og på figurerne ses det, at ikke alle kolonnerne kan sammenlignes lige godt. Kolonner 2 og 5 er de mest sammenlignelige, da korrelationskoefficienten er 0,9965 for disse to kolonner (Figur 10). Dermed er der en næsten perfekt lineær sammenhæng mellem disse to. Det kan dermed antages, at muldjorden i

disse kolonner er blevet presset tilstrækkelig ens, da gennembruddet af zink observeret på dag 8 ved begge kolonner. Kolonne 3 er ligeledes nogenlunde sammenlignelig med kolonne 2 og 5, da dennes korrelation med kolonne 2 er 0,9339 (Figur 10). Forskellen skyldes, at gennembruddet af zink i kolonne 3 først finder sted omkring syv dage senere end ved kolonne 2. Kolonnerne 1 og 4 giver derimod et lidt andet resultat, da deres korrelation med kolonne 2 er henholdsvis 0,7775 og 0,7357 (Figur 9). Gennembruddet af zink i kolonne 1 og 4 finder sted efter omkring fem dage. Ligeledes er der i kolonne 1 og 4 hældt hhv. 1,4 liter og 1,6 liter zinksulfat opløsning på igennem hele forsøgsperioden, mens volumenet er 1,0 liter, 700 ml og 950 ml for hhv. kolonne 2, 3 og 5. Hvorfor kolonne 1 og 4 er forskellig fra de tre andre kolonner, kan dermed kun skyldes at kolonne 1 og 4 ikke er blevet presset tilstrækkeligt, hvilket har resulteret i kanaler og revner i jordsøjlen.

Der ses ligeledes en forskellighed mellem de fire kolonner med filtermuld (Figur 11 og 12). De mest sammenlignelige kolonner er kolonne 1, 2 og 3. Korrelationskoefficienten for kolonne 2 og 1 er 0,8704, mens den for kolonne 2 og 3 er 0,8762 (Figur 11). Korrelationskoefficienten mellem 2 og 4 er 0,7028 (Figur 12). Ingen af kolonnerne har en perfekt lineær sammenhæng, men sammenlignet med korrelationen mellem kolonne 2 og 4, er kolonnerne 1, 2 og 3 de mest sammenlignelige.

For kolonne 2 og 4 er den største forskel i zinkkoncentrationen målt i effluenten omkring 1.500 µg Zn/ml. Derimod er forskellen mellem kolonne 2 og 1 omkring 1.000 µg Zn/ml og mellem kolonne 2 og 3 omkring 1.200 µg Zn/ml. Da filtermulden har en grovkornet struktur, kan det på grund af de større fraktioner være svært at pakke og presse kolonnerne tilstrækkelig ens.

4.2 Bægerglasforsøg

Tabel 8 viser den mængde zink som muldjorden og filtermulden adsorberer fra drænvandet fra Snekkersten fodboldbane. Der blev lavet opløsninger med varierende pH, således at der blev kørt forsøg på drænvandet som det blev modtaget fra Snekkersten (pH 8,58) og ligeledes ved relativ lav pH (3,05) og relativ høj pH (9,91).

I drænvandet adsorberer de to typer jord lige meget zink. Adsorptionen er omkring 1,0 µg Zn/ml. Drænvandet havde en startkoncentration på 1,06 µg Zn/ml, hvilket er noget forskellig fra den zinksulfat opløsning der blev brugt til de andre bægerglasforsøg og ligeledes kolonneforsøg, der havde en zinkkoncentration omkring 5.000 µg Zn/ml. Koncentrationen af zink i drænvandet må derfor forventes at være så relativ lille, at den forskel i adsorptionen af zink i de to typer jord, som var forventet efter resultatet af kolonneforsøgene, ikke kan måles.

Hvis drænvandet derimod har en lav pH, så bliver der ikke adsorberet noget zink i hverken muldjorden eller filtermulden. Hvis der tages højde for standardafvigelsen på 0,07 og 0,02 for hhv. muldjord og filtermuld, har begge typer jord en negativ adsorption af zink. Dette betyder, at der bliver målt mere zink end der egentlig er i drænvandet. En stigning i zinkkoncentrationen burde ikke være mulig, hvormed den negative

værdi må tillægges en måleusikkerhed. Da opløsningen har en lav pH, kan der dog være risiko for, at den zink som muldjorden indeholder i forvejen, 31 mg Zn/kg tørstof, udvaskes og ender i opløsningen (Kruger, Kalbe et al. 2012). Det vides ikke om filtermulden indeholder noget zink fra produktionen, dog forventes det ikke at være tilfældet. Derfor må den negative adsorption for filtermulden skyldes en måleusikkerhed. Det store fald i adsorptionen af zink i begge typer jord ved lav pH, stemmer overens med litteraturen, hvor flere har undersøgt effekten af pH på udvaskningen af zink. Her konstaterer flere, at en lav pH favoriserer udvaskningen af zink. Den lave pH kan skyldes brugen af en saltopløsning af natriumklorid i vinterhalvåret (Nilsson, Malmgren-Hansen et al. 2008, Kanematsu, Hayashi et al. 2009).

Hvis drænvandet har en høj pH, ses en bedre adsorption af zink i muldjorden end i filtermulden. Muldjorden adsorberer 0,6 µg Zn/ml og filtermulden 0,5 µg Zn/ml. Generelt gælder det, at den mængde zink der adsorberes i de to jordtyper ved høj pH, er lavere end den mængde der adsorberes ved drænvandet alene (Tabel 8). Der ses et fald på 0,4 µg Zn/ml og 0,5 µg Zn/ml i adsorption af zink for henholdsvis muldjord og filtermuld, hvis der sammenlignes mellem drænvand og drænvand med høj pH. Faldet kan skyldes, at drænvandet i forvejen har en relativ høj pH (8,58) og ved tilsætning af natriumhydroxid (NaOH) sker der nogle reaktioner, som gør at nogle af zinkionerne i drænvandet udfældes og dermed ikke er længere er målbare i opløsningen. Dette understøttes af de målte startkoncentrationer af zink i drænvandet og efter tilsætning af NaOH. Drænvandet har en zinkkoncentration på lidt over 1 µg Zn/ml, hvorimod zinkkoncentrationen efter tilsætning af NaOH er omkring 0,8 µg Zn/ml. Dette tyder på, at der er sket reaktioner i opløsningen, hvilket kan forklare faldet i mængden af adsorberet zink.

Zinkkapaciteten i muldjord og filtermuld er ligeledes blevet fundet ved forsøg med forskellige fremstillet opløsninger (Tabel 9). Disse zinkkapaciteter er baseret på bægerglasforsøgene, som er repræsenteret på Figur 13, 14, 15 og 16, hvor den største adsorption af zink svarer til zinkkapaciteten. Som det ses i Tabel 9, så har filtermulden generelt en højere zinkkapacitet end muldjorden, med den ene undtagelse ved en 50/50 opløsning af zinksulfat og drænvand med lav pH. Dog kan denne undtagelse skyldes en målefejl, da den høje zinkkoncentration målt for muldjorden ved den ene startkoncentration, er noget anderledes end de andre målte zinkkoncentrationer for muldjorden i en 50/50 opløsning af zinksulfat og drænvand med lav pH (Figur 16). En stigning i adsorptionen af zink fra omkring 5 µg Zn/ml til lidt over 36 µg Zn/ml er en relativ stor stigning, taget i betragtning af startkoncentrationen der falder mellem disse to målinger. Den adsorberede mængde zink på 5 µg Zn/ml er ved en startkoncentration på 117,7 µg Zn/ml, mens adsorptionen af zink på 36 µg Zn/ml er ved en startkoncentration på 106,7 µg Zn/ml. Derfor er der en risiko for at stigningen skyldes en måleusikkerhed, da den sidste prøve med startkoncentration 106,7 µg Zn/ml er fortyndet med en faktor 2000, hvorimod den forrige kun var fortyndet med en faktor 100.

Hvis muldjord og filtermuld sammenlignes i zinksulfat opløsningen, har muldjord en zinkkapacitet på $1.350 \pm 24 \mu\text{g Zn/g}$ og filtermuld en zinkkapacitet på $1.917 \pm 24 \mu\text{g Zn/g}$. Den større zinkkapacitet for filtermulden var forventet, da filtermulden har en større kationbytningskapacitet og dermed kan tilbageholde flere zinkioner end muldjorden. Hvorfor denne zinkkapacitet for både muldjorden og filtermulden er mindre end den der er opnået fra kolonneforsøgene (Tabel 6), kan tillægges at forsøgsperioden for bægerglassene ikke har været tilstrækkelig. For bægerglassene var forsøgsperioden fem timer, mens den for kolonneforsøgene var 35 og 53 dage for hhv. muldjorden og filtermulden. Forskellen i zinkkapaciteterne for filtermulden kan dog også skyldes, at der er sket udfældninger i kolonnen, der har resulteret i en større zinkkapacitet (Karlby and Sørensen 1998).

Stigningen der ses i zinkkapaciteten for muldjord og filtermuld, hvis der sammenlignes mellem zinksulfat opløsningen og denne ved lav pH (Tabel 9), er dog noget modsat end hvad der var forventet. Zinkkapaciteten for både muldjord og filtermuld bliver højere ved lav pH. For muldjord bliver zinkkapaciteten omkring $300 \mu\text{g Zn/g}$ større, mens den for filtermuld stiger med lidt over $600 \mu\text{g Zn/g}$. Muldjorden indeholder allerede 31 mg Zn/kg TS , hvilket kan forventes at blive udvasket fra jorden, da koncentrationen af hydrogenioner stiger ved lav pH. Dermed vil hydrogenionerne udkonkurrere zinkionerne, som derved vil ende i opløsningen (Petersen 1994). Da det ikke forventes at filtermulden indeholder zink fra produktionen, må stigningen i zinkkoncentrationen skyldes en måleusikkerhed. Hvorvidt der skulle være et indhold af zink i filtermulden, er ikke oplyst af producenten.

Blandingen af zinksulfat opløsning og drænvand fra Snekkersten blev lavet for at teste følsomheden af den meget høje zinkkoncentration, der var i zinksulfat opløsningen. Zinkkapaciteten for både muldjord og filtermuld i en 50/50 blanding af zinksulfat opløsning og drænvand sammenlignet med i en zinksulfat opløsning, er blevet 129% og 89% større for hhv. muldjord og filtermuld. Dette tyder på, at der kan være en effekt af de mange ioner og ionsammensætninger i de to forskellige slags opløsninger, som har betydning når de blandes. I en blanding af de to opløsninger er zinkkapaciteten $3.092 \pm 106 \mu\text{g Zn/g}$ og $3.617 \pm 0 \mu\text{g Zn/g}$ for henholdsvis muldjord og filtermuld, mens zinkkapaciteterne i en zinksulfat opløsning er $1.350 \pm 24 \mu\text{g Zn/g}$ og $1.917 \pm 24 \mu\text{g Zn/g}$ for muldjord og filtermuld (Tabel 9). Da drænvandets indhold er ukendt, på nær indhold af zink og pH-værdi, kan det tyde på, at drænvandet indeholder noget, der gør begge jordtyper bedre til at adsorbere zink. Derudover sker der en stigning i pH når de to opløsninger blandes. Zinksulfat opløsningen har en pH omkring 5,3, mens den efter blanding med drænvand har en pH omkring 8. Denne stigning i pH kan være grunden til, at muldjord og filtermuld får den større zinkkapacitet når de to opløsninger blandes, da opløseligheden af zink vil være større ved pH 5 end ved pH 8. Dog kan det argumenteres for, at den egentlig zinkkapacitet for filtermulden ikke er fundet i zinksulfat opløsningen, da mængden af adsorberet zink i Figur 13, er uændret mellem startkoncentration $126,7 \mu\text{g Zn/ml}$ og $153,3 \mu\text{g Zn/ml}$. Hvis den endelige zinkkapacitet

ikke er fundet og den egentlig burde være større, havde forskellen mellem zinkkapaciteterne i de to opløsninger, zinksulfat og 50/50 zinksulfat og drænvand, ikke været så stor. Noget af forskellen kan også skyldes måleusikkerheder, da der ses relative store standardafvigelser på Figur 13 for filtermulden. Det ses ligeledes på Figur 14, at mængden af adsorberet zink stiger med stigende startkoncentration, hvilket ligeså indikerer at forsøget ikke har stået længe nok. De fem timer som bægerglassene stod, har altså ikke været tilstrækkelig.

Det kan antages på baggrund af de to forsøg, at opholdstiden for drænvandet i specielt filtermulden er meget afgørende. Da opholdstiden ikke har været tilstrækkelig i kolonneforsøgene, hvor effluenter kom ud efter blot 1-11 minutter og der allerede blev målt et gennembrud af zink ved første måling, synes filtermulden ikke at være bedre til at adsorbere zink end muldjorden. Ved bægerglasforsøgene var opholdstiden for de to jordtyper i opløsningerne nøjagtig den samme og da zinkkapaciteterne generelt var større for filtermulden end muldjorden, synes filtermuld dog alligevel at have den største adsorption af zink.

4.3 Fremtidige løsninger

Styren-butadien-rubber (SBR) er det mest brugte gummi infill til 3. generations kunstgræsbaner. Problematikken opstår, da SBR-gummi indeholder zinkoxid fra vulkaniseringsprocessen. På grund af mange ydre faktorer, såsom aldring af gummi, vil zink blive udvasket fra gummi infillet og blive ledt ud med drænvandet, til enten grundvandet, renseanlæg eller til recipienter.

Mange studier har undersøgt udvaskningen og frigivelsen af miljøfremmede stoffer fra kunstgræsbaner, dog kan der ikke opnås enighed omkring den miljømæssige risiko (Cheng, Hu et al. 2014). Dette skyldes nok, at mange faktorer kan have en effekt på udvaskningen fra gummi. Gummi infillets indhold, granulatets størrelse og alder, pH af regnvand, men også pH i jorden, har vist at have en effekt på udvaskningen. Udvasningen kan falde med tiden, da zinkindholdet på overfladen af granulatet må forventes at blive mindre. Dog ved nedbrydning af granulatet på grund af vejrforhold, såsom sol og ozon, som resulterer i revner i granulatet, vil en større frigivelse af stoffer finde sted. Derfor er en enstemmig bedømmelse af udvaskningen meget svær (Cheng, Hu et al. 2014).

Mens nogle mener, at der ingen risiko er ved brugen af SBR-gummi, mener andre at SBR-gummi skal erstattes af andre alternative typer infill. En undersøgelse lavet i Norge viste, at kun zink havde en toksisk effekt på flora og fauna ved udledning til recipient. Dog blev det fundet, at den årlige mængde af miljøfremmede stoffer der kommer fra kunstgræsbaner er tilpas lav, således at eventuelle skader på miljøet kun er lokale (Källqvist 2005). I Holland viste undersøgelser, at udvaskningen af zink stiger med tiden, da gummigranulatet ældes (Hofstra 2007). Derimod finder Moretto (2007) ikke, at drænvandet fra en 3. generations kunstgræsbane kan gøre skade på miljøet. Målingerne viste, at zinkkoncentrationen var højest

efter den første måned efter anlæggelse af banen, hvorefter zinkkoncentrationen faldt og ikke længere udgjorde en risiko for miljøet. Ligeledes finder DHI (2013) ingen sammenhæng mellem zinkkoncentrationen i drænvandet og banens alder.

Når zinkkoncentrationen der er i drænvandet sammenlignes med miljøkvalitetskravene (MKK), er sammenligningen dog ikke helt korrekt. Metallerne i MKK oplyses som den opløste fraktion, da denne fraktion er biotilgængelig. I drænvandet er koncentrationen af zink derimod målt som total zink. I en stikprøve fra Snekkersten var 88% af den totale zink på opløst form. En direkte sammenligning mellem de to koncentrationer er derfor misvisende. Dog er koncentrationen af zink dog stadig for høj i forhold til MKK (DHI 2013, DHI 2017).

For at gøre gummigranulatet mere modstandsdygtig overfor ydre påvirkningerne, såsom vejrforhold, kan granulatet coates. Denne coating er typisk polyuretan (PUR), men kan også være polyethylen (PE) (Kalbe, Kruger et al. 2013, Miljø- og fødevareministeriet 2016, European Chemicals Agency 2017). Dog er der delte meninger omkring effekten af en sådan coating. Ifølge Kolitzus (2007) blev der målt mere zink i vandet, hvis ikke granulatet var coatet. Det skyldes den større overflade på granulatet, der vil være udsat. Dog kan PUR ikke forhindre en accelereret frigivelse af zink, da coating ikke beskytter granulat fuldstændig mod vejrpåvirkning (Kalbe, Kruger et al. 2013). Samtidig fandt Gomes, Mota et al. (2010) en reduktion af frigivelsen af zink på 3,9 mg Zn/l efter 24 timer og 0,5 mg Zn/l efter 48 timer, hvor de ikke-coatede havde værdier på 6,9 mg Zn/l og 1,6 mg Zn/l efter henholdsvis 24 timer og 48 timer. Ulempen ved brug af coatet SBR-gummi er prisen, da coatet SBR-gummi er fire gange dyrere end SBR-gummi uden coating (Nilsson, Malmgren-Hansen et al. 2008).

SBR-gummi er ved adskillige forsøg, blevet målt for dets indhold af zink. Dog kan indholdet varierer både mellem fabrikanten, men også indenfor samme producent. Plessner and Lund (2004) fandt et zinkindhold i grovkornet SBR-granulat fra to forskellige producenter på 7.500 mg Zn/kg og 17.000 mg Zn/kg. Samtidig var finkornet SBR-granulats zinkindhold på 7.300 mg Zn/kg, hvilket er en relativ stor forskel fra zinkindholdet på 17.000 mg Zn/kg i grovkornet SBR-granulat fra samme producent. Der burde derfor være mere kontrol med produktionen af dæk, da zinkindholdet også varierer fra land til land (Bocca, Forte et al. 2009). Hvis der var en strengere kontrol med produktionen af dæk, ville disse store forskelle i zinkindhold kunne undgås.

På baggrund af bekymringerne omkring miljøet, hvis der udledes forhøjede zinkkoncentrationer i drænvandet fra kunstgræsbanerne til miljøet, har dækindustrien undersøgt mulighederne for at reducere mængden af zinkoxid i produktionen af dæk. Foreløbigt, har det dog været med begrænset succes. Dog fandt Guzman, Reyes et al. (2011), at en blanding af metaloxiderne zink og magnesium i nanometer størrelse gav resultater, blandt andet en øget mængde krydsbindinger, som gjorde den til en mulig erstatning for zinkoxid. En undersøgelse på magnesiumoxid og calciumoxid har også vist, at begge disse oxider kan bruges som

aktivator i vulkaniseringens processen, hvilket dermed vil begrænse zinkindholdet i gummi. Dog er de ikke så effektive, hvis det er i kombination med zinkoxid. Derfor er det nødvendigt med flere undersøgelser, inden zinkoxid kan erstattes helt (Heideman, Noordermeer et al. 2005).

Hvis ikke dette bliver muligt i fremtiden, findes alternativer der kan erstatte 3. generations kunstgræs og dermed også brugen af SBR-gummi. Dette vil ydermere reducere eller helt eliminere udvaskningen af zink. Som alternativer findes der 4. generations kunstgræs og hybridgræs.

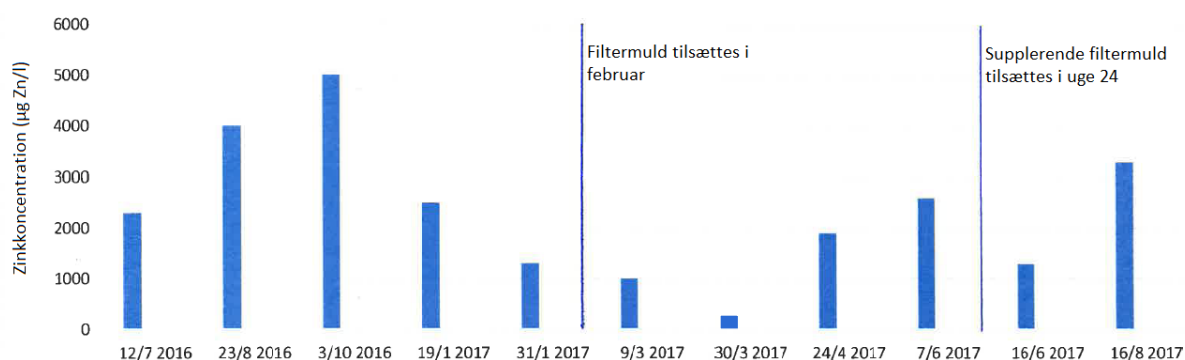
4. generation vil give de samme spillemæssige egenskaber, som 3. generations kunstgræs, dog med et reduceret behov for infill og vedligeholdelse. Prisen for etablering af baner med 4. generations kunstgræs er dyrere end ved anlæggelse med 3. generations kunstgræs, da det er dyrere at fremstille. Dog kan dette opvejes af de mindre vedligeholdelsesomkostninger (Fleming 2011, Klingenberg kunstgræs 2017). Denne type kunstgræs er ikke endnu defineret af DBU og er derfor ikke en mulighed på nuværende tidspunkt (Nilsson, Malmgren-Hansen et al. 2008).

Ved anlæggelse af hybridgræs, kaldet Mixto, er brugen af gummi infill helt elimineret. Mixto giver de samme spilleegenskaber som et naturligt græsunderlag, dog er Mixto stærkere og mere stabilt. Spillefrekvensen sammenlignet med naturligt græs er øget med op til tre gange, da græstæppet er forstærket med 13-15% kunstgræs. Vedligeholdelse af denne type græstæppe er den samme som ved naturligt græs, hvilket for eksempel indbefatter vanding og gødning. Dog er vedligeholdelse på grund af skader på tæppet fra spillere, reduceret med 30% sammenlignet med naturligt græs. Opbygningen af hybridgræsset er lavet således, at vandmætning og dermed oversvømmelse af banen, er forhindret. Dette er normalt et problem ved fodboldbaner med naturligt græs. Mixto er anlagt på Brøndby Stadion, som den eneste stadion i Danmark (Mixto 2017).

Hvis mere simple og lavteknologiske løsninger på zinkudvaskningen foretrækkes, kan brugen af filtermuld være en mulig løsning. Filtermulden vil fungere som et filter for zink i drænvandet på grund af indholdet af organisk materiale, der giver filtermulden en relativ høj kationbytningskapacitet. Den filtermuld der blev testet i dette forsøg, var en blanding af to sandtyper og stabiliseret madraskompost (Solum A/S 2017).

Der findes dog også en anden type filtermuld, som er produceret ved samme firma, Solum A/S, som den filtermuld brugt i dette forsøg. Den anden type filtermuld er iblandet bryozokalk (Solum A/S 2017). Kalk kan modvirke forsuring og dermed modvirke risikoen for udvaskning af tungmetaller, heriblandt zink (Petersen 1994). Groenevelt and Grunthal (1998) målte zinkindholdet i effluenter fra udvaskningstest. Ved forsuret jord med 30% gummigranulat, var zinkindholdet i effluenter på 0,18 mg Zn/kg. Hvis der til denne jord blev tilsat kalk, var zinkindholdet i effluenter reduceret til 0,02 mg Zn/kg. Derfor forventes det, at hvis der var kørt forsøg på filtermuld iblandet bryozokalk, havde denne haft en endnu større zinkkapacitet end almindelig filtermuld. På grund af tidsmangel, var det desværre ikke muligt at lave forsøg på denne type filtermuld.

Dines & Jørgensen P/S har ligeledes lavet et feltforsøg, hvor de testede filtermulds effekt på frafiltrering af zink i drænvandet fra Snekkersten fodboldbane. Denne filtermuld var den samme, som den der blev testet i dette forsøg, altså ikke iblandet kalk. Forsøget blev gjort ved tilsætning af filtermuld ($<1 \text{ m}^3$) i linieafvandingen inden drænvandet opsamles i et rørbassin. Resultatet af dette forsøg ses på Figur 17 (DJ Miljø & Geoteknik P/S, personlig kommunikation, 28. september 2017). De naturlige udsving der ses i zinkkoncentrationen, som for eksempel stigningen fra juli til oktober og derefter faldt frem til januar, hvor der ikke er tilsat filtermuld, kan skyldes nedbørsmængder og varigheden af perioder med nedbør. Ligeledes kan den høje zinkkoncentration i oktober skyldes "first flush", da højere koncentrationer forventes ved nedbør efter længere tids tørvejr (Marcussen 2017). Da zinkkoncentrationen allerede er faldende da filtermuld tilsættes i februar, er det svært at vide hvorvidt det yderligere fald i zinkkoncentrationen, ned til $260 \mu\text{g Zn/l}$, skyldes naturlig variation eller filtermuldens effekt. Dog ses en effekt, da en supplerende tilsætning af filtermuld sker midt i juni. Zinkkoncentrationen er stigende da filtermulden tilsættes, hvorefter den falder umiddelbart efter. Efter et par måneder stiger zinkkoncentrationen igen. Dermed påviser de, at filtermulden har en positiv effekt. Med den mængde og volumen filtermulden har, er denne effekt dog kortvarig. Problemstillingen er dermed, at opholdstiden for drænvandet til at kunne aflejre metallerne gennem filtermulden, er for kort.



Figur 17: Zinkkoncentrationer ($\mu\text{g Zn/l}$) i drænvandet fra Snekkersten fodboldbane. På x-aksen ses datoer for måling af zinkkoncentrationer i drænvandet, samt hvornår filtermuld blev tilsat og den senere supplerende af filtermuld. På y-aksen ses zinkkoncentration i $\mu\text{g Zn/l}$ (DJ Miljø & Geoteknik P/S, personlig kommunikation, 28. september 2017).

Drænvandet der produceres fra en 3. generationsbane, vil være meget varierende i både mængde og indhold af miljøfremmede stoffer. Derfor vil rensningssystemer af biologiske eller kemiske processer, som normalt bruges til rensning af spildevand, være mindre effektive (Cheng, Hu et al. 2014). Da rensningen af drænvandet både skal være simpelt og lavteknologisk, kan brug af filtermuld være en mulig løsning for at afhjælpe mulige skader på miljøet.

Fra kolonneforsøg lavet i dette projekt, kan det antages, i tilfældet med udvaskningen af zink fra Snekkersten fodboldbane, at muldjorden kan benyttes som et effektivt filter for zink. Den rette zinkkapacitet at henvise til i dette tilfælde, er vist i Tabel 7, da det er inden der sker en egentlig udvaskning af zink.

Zinkkapaciteten er i så fald $1.394 \pm 320 \mu\text{g Zn/g}$. Hvis man tager udgangspunkt i zinkkoncentrationerne målt i drænvandet fra Snekkersten fodboldbane (figur 17), er der en gennemsnitlig udvaskning af zink på $1.855 \mu\text{g Zn/l}$ hver måned. Hvis dette sammenholdes med en nettonedbør på 200 mm om året (Danmarks naturfredningsforening 2015) og den udregnede zinkkapacitet for muldjorden på $1.394 \mu\text{g Zn/g}$ (Tabel 7), så kan det nærliggende grønne areal til kunstgræsbanen i Snekkersten ("5a" på Figur 3), hvor muldjorden har en dybde på 1,5 meter, tilbageholde den udvaskede zink i mere end 9.000 år. Dette er dog en udelukkende teoretisk værdi. Den forudsætter, at nettonedbøren er 200 mm om året. Ligeså, er der taget et gennemsnit af den udvaskede mængde zink der kommer fra Snekkersten kunstgræsbane. Denne kan forventes at variere med mængden af nedbør. Hvis den udvaskede mængde zink skulle være større og der i stedet tages udgangspunkt i den største mængde zink der udvaskes, $5.000 \mu\text{g Zn/l}$, så havde resultatet været omkring 3.000 år i stedet for 9.000 år (se Appendix 4.1, side 58). Ligeledes, hvis mængden af nedbør havde været dobbelt så stor, 400 mm om året, og udvaskningen af zink var $1.855 \mu\text{g Zn/l}$ hver måned, så havde muldjorden kunne tilbageholde den udvaskede zink i knap 5.000 år. Dermed er udregningen for hvor mange år muldjorden på det grønne areal kan adsorbere den udvaskede zink, relativ følsom for ændringer. Dog er tidsperioden, hvor mængden af zink i drænvandet adsorberes af muldjorden, relativ lang. Der ville derfor ikke været noget problem for at drænvandet blev udledt til recipienter, hvis det inden udledning kom igennem laget af muldjord.

Hvis tilsvarende udregning blev lavet for filtermuld, hvor der tages udgangspunkt i en nettonedbør på 200 mm om året, 15 cm filtermuld under banen, en udvaskning på $5.000 \mu\text{g Zn/l}$ (Figur 17) og den udregnede zinkkapacitet for filtermuld på $1.917 \mu\text{g Zn/g}$ (Tabel 9), så kan filtermulden tilbageholde den udvaskede zink i lidt over 500 år (se Appendix 4.2, side 59). Zinkkapaciteten på $1.917 \mu\text{g Zn/g}$ er ud fra en opholdstid på fem timer. Derfor er de udregnede 500 år forudsat, at drænvandet har en opholdstid på fem timer i de 15 cm filtermuld. Der laves udregninger med 15 cm filtermuld, da det var hvad der blev kørt med i kolonneforsøgene i dette projekt. Hvis nettonedbøren stiger til det dobbelte, 400 mm om året, vil filtermulden kunne tilbageholde den udvaskede zink i omkring 250 år.

Når jord bruges som filter for zink, skal der dog tages højde for jordkvalitetskriteriet, således at der ikke sker en jordforurening. Forureningsgraden opdeles i kategorier. Kategori 1 opfattes som uforurennet og kategori 2 som lettere forurennet jord. Grænseværdien for kategori 1 er $\leq 500 \text{ mg Zn/kg TS}$ og for kategori 2 er den $\leq 1000 \text{ mg Zn/kg TS}$ (Miljø- og fødevareministeriet 2015). Region Sjælland, som Snekkersten hører ind under, har ligeledes egne forureningsklasser til jordhåndtering. Her er der fire kategoriseringsklasser, som jorden kan høre under, alt efter hvor forurennet det er. Klasse 1 betegnes som ren jord og klasse 4 som kraftigere forurennet jord til rensning med eventuel efterfølgende deponering. Klasseinddelingen angives

efter højeste gennemsnitskoncentration. For klasse 1 er grænseværdien 500 mg Zn/kg TS, mens den for klasse 4 er >1.500 mg Zn/kg TS (Region Sjælland 2001).

Hvis der tages udgangspunkt i muldjorden fra Snekkersten, så vil muldjorden være kategoriseret som forurennet jord, hvis den bruges som filter i adskillige tusinde år (se Appendix 5.1, side 60). Muldjorden kan derimod bruges som filter for zink i drænvandet i omkring 1.200 år, inden muldjorden vil kategoriseres som lettere forurennet (se Appendix 6.1, side 61). Dog er det forudsat, at nettonedbøren er 200 mm om året og zinkkoncentrationen i drænvandet er omkring 5.000 µg Zn/l. Den udregnede tidsperiode vil derfor variere, hvis de to nævnte faktorer, nettonedbør og zinkkoncentration, ændres.

Det samme gør sig gældende for filtermulden. Efter lidt over 500 år som filter for zink vil filtermulden blive kategoriseret som kraftig forurennet jord og skal som udgangspunkt anvises til rensning (se Appendix 5.2, side 60). Det vil dog være mest plausibelt, at filtermulden udskiftes når også banen udskiftes. Hvis der tages udgangspunkt i en levetid på 20 år, så er filtermulden i stedet placeret i kategori 1 og betegnes ren jord. Den kan dermed anvendes frit. Filtermulden vil først efter lidt over 100 år fungerende som filter, når den gennemsnitskoncentration der er sat for kategori 1, nemlig 500 mg Zn/kg TS (se Appendix 6.2, side 61). Den vil indtil da stadig betegnes som ren jord. Dette er forudsat en nettonedbør på 200 mm om året og en zinkkoncentration i drænvandet på omkring 5.000 µg Zn/l. Filtermulden kan derfor i princippet genbruges under seks kunstgræsbaner inden den placeres i kategori 2 og betegnes lettere forurennet (Region Sjælland 2001).

På baggrund af ovenstående forsøg, kan det antages, at et lag filtermuld under banen vil være en simpel og lavteknologisk løsning på udledning af zink i drænvandet for kunstgræsbaner der anlægges i fremtiden. Det er dog forudsat, at drænvandet sikres en opholdstid på omkring fem timer i filtermulden. Dette kræver, at der tages nogle foranstaltninger, da det blev set ved kolonneforsøgene, at 15 cm filtermuld ikke sikrer en tilstrækkelig lang opholdstid, da gennembruddet af zink allerede havde fundet sted få minutter efter start. Derfor må det antages, at hvis mediet der skal adsorbere zink fra drænvandet skal anlægges under kunstgræstæppet, er det muldjord og ikke filtermuld der skal anlægges. Hvis der blev anlagt 15 cm muldjord under kunstgræstæppet, kan muldjorden fungere som et effektivt filter i omkring 100 år, inden zinkkapaciteten på 1.394 µg Zn/g, som er kapaciteten inden der sker et gennembrud af zink, er opbrugt og inden jorden kategoriseres som forurennet (se Appendix 7.1 og 7.2, side 62 og 63). Dette er forudsat en nettonedbør på 200 mm og en udvaskning af zink på omkring 5.000 µg Zn/l. Udregningen med 15 cm muldjord kommer fra kolonneforsøgene med muldjord i dette projekt, da der blev anvendt 15 cm muldjord i kolonnen.

4.4 Data kvalitet

Hvis der bliver kigget kritisk på laboratoriearbejdet og den dertilhørende databearbejdning, kan der fremhæves adskillige usikkerheder, der kan have en betydning for, hvad der kan konkluderes ud fra de opnåede resultater.

Ved opsætning af kolonner med muldjord og filtermuld, kan pakningen af disse kolonner have været ujævn og ikke presset tilstrækkelig. En ujævn pakning af kolonnerne og den deraf følgende kanaldannelse, vil give et for hurtigt gennembrud af zink og dermed vil der blive udregnet en for lav zinkkapacitet end hvad egentlig er muligt.

Ligeledes kan målingen af zinksulfat opløsningen på det atomisk absorptions spektrometer (AAS) være upræcis, eventuel på grund af stoppelse af sugerøret, som gør at AAS'en tager en for lille prøve op og analyserer på. Tabel 10 viser den relative store forskel i startkoncentrationer ($\mu\text{g Zn/ml}$) for to opløsninger, hvor der kun var en forskel på 0,0003 gram i den afmålte mængde zinksulfat. Forskellen mellem de to zinkkoncentrationer er $160 \mu\text{g Zn/ml}$. Syv gange blev der i alt lavet en 10 liters opløsning til kolonneforsøg med filtermuld, mens det til kolonneforsøg med muldjord kun blev lavet én gang.

Tabel 10: Sammenligning af to zinksulfat opløsninger. Vist er den afmålte mængde zinksulfat (g) og den gennemsnitlige zinkkoncentration ($\mu\text{g Zn/ml}$) målt i de to opløsninger.

	Afmålt zinksulfat (g)	Gennemsnitlig zinkkoncentration ($\mu\text{g Zn/ml}$)
Opløsning 1	137,2899	4.320
Opløsning 2	137,2896	4.480

For at opnå gennembrudskurver for muldjord og filtermuld indenfor tidsrammen af dette projekt, blev der anvendt en zinksulfat opløsning med en zinkkoncentration omkring $5.000 \mu\text{g Zn/ml}$. Derimod havde drænvandet fra Snekkersten fodboldbane en zinkkoncentration på $1,06 \mu\text{g Zn/ml}$. Med sådan en relativ høj zinkkoncentration, kan der risikere at ske nogle reaktioner i kolonnen, som ikke ville ske i naturen, hvor koncentrationen af zink ikke bliver så høj.

Når de udtagede prøver, både fra kolonneforsøg og bægerglasforsøg skulle måles på AAS'en, kan der være usikkerheder forbundet med afpipettering af prøve og ligeledes behandlet vand til fortynding. Hvis ikke pipetten har afmålt den givne mængde rigtig, eventuelt på grund af vand i pipetten, kan der være en forskel på den teoretiske og praktiske mængde. Ligeså kan opfyldningen af behandlet vand ved prøver der skulle fortyndes, være upræcis fra gang til gang. Dette vil derfor give en usikkerhed, når prøvernes zinkkoncentration blev aflæst på AAS.

Fortyndingen af prøverne til aflæsning på AAS kan have været for stor, således at aflæsningen bliver upræcis. Generelt for kolonneforsøgene, blev prøver fortyndet med en faktor 4.000. Usikkerheden bliver især betydelig, når prøvernes afmålte zinkkoncentration kun har ét betydende ciffer, som for eksempel $0,01 \mu\text{g}$

Zn/ml. Et eksempel på aflæsning af to prøver på AAS, kan ses i Tabel 11. Zinkkoncentrationen i prøve 1 blev målt til at være 0,01 µg Zn/ml og 0,02 µg Zn/ml, selvom adsorption havde en konstant værdi. Modsat er det for prøve 2, hvor der blev målt en konstant zinkkoncentration på 0,01 µg Zn/ml, til trods for forskellige aflæsninger af adsorptionen, som varierede med 0,002. På grund af denne lave zinkkoncentration i prøven, bliver aflæsningen upræcis, hvilket har betydning for den videre udregning af zinkkapaciteten for de to jordtyper, muldjord og filtermuld. Dette kunne have været forbedret, hvis fortyndingsfaktoren havde været 50 i stedet for 100.

Tabel 11: Aflæste zinkkoncentrationer (µg Zn/ml) og adsorptioner fra to prøver på AAS fortyndet med faktor 100. Prøverne blev hver aflæst tre gange.

Prøve	Zinkkoncentration (µg Zn/ml)	Adsorption	Fortyndingsfaktor
1	0,01	0,003	100
1	0,02	0,003	100
1	0,01	0,003	100
2	0,01	0,002	100
2	0,01	0,003	100
2	0,01	0,001	100

5 Konklusion og perspektivering

Formålet med dette projekt var at finde ud af hvorvidt drænvandet fra Snekkersten fodboldbane kunne pumpes op og sprinkles ud over det nærliggende grønne område, således at muldjorden heri ville fungere som et effektivt filter for de zinkioner der er blevet fundet i drænvandet. Ligeså, skulle denne muldjords effektivitet for adsorption af zinkioner, sammenlignes med en fremstillet filtermuld, da filtermulden da kunne være løsningen ved anlæggelse af fremtidige kunstgræsbaner. På baggrund af ovenstående forsøg kan der forelægges to delkonklusioner.

Muldjorden har en zinkkapacitet på $1.394 \pm 320 \mu\text{g Zn/g}$, som gør den i stand til at tilbageholde den zink der udvaskes fra Snekkersten fodboldbane i omkring 9.000 år. Da der skal tages højde for at der ingen jordforurening må finde sted, kan muldjorden bruges som effektivt filter i lidt over 1.000 år inden den er over stadiet for betegnelsen ren jord. Begge disse tidsperioder er dog forudsat, at der er en udvaskning af zink på omkring $5.000 \mu\text{g Zn/l}$ og en nettonedbør på 200 mm. Der er taget udgangspunkt i kolonneforsøg med 15 cm muldjord, der gav en zinkkapacitet på $1.394 \pm 320 \mu\text{g Zn/g}$ inden der skete et gennembrud af zink. Den zinkkoncentration der blev brugt i forsøget, var på omkring $5.000 \mu\text{g Zn/ml}$, mens den målte zinkkoncentration i drænvandet fra fodboldbanen i Snekkersten var omkring $1,06 \mu\text{g Zn/ml}$. Inden gennembruddet af zink fandt sted i muldjorden, blev der målt zinkkoncentrationer i effluenten, hvor den højeste var omkring $12 \mu\text{g Zn/ml}$. Disse zinkkoncentrationer må skyldes kanaler i jordsøjlen, som har resulteret i et mindre zinkoptag end egentlig muligt. Dog var de målte zinkkoncentrationer stadig så relativ lave, at C/C_0 forholdet var 0,00. Derfor må det antages, at hvis sådanne kanaler fandt sted i muldjorden i Snekkersten, ville zinkkoncentrationen i drænvandet efter passage gennem muldjorden stadig være tilpas lav, således at der ingen risiko ville være ved at udlede drænvandet til en recipient.

Opholdstiden for den brugte zinkopløsning i kolonnen med muldjord var omkring otte timer. Da der ligeledes blev lavet bægerglasforsøg, der skulle understøtte kolonneforsøgene, blev der fundet en zinkkapacitet for muldjorden på $1.350 \pm 24 \mu\text{g Zn/g}$. Denne zinkkapacitet var forudsat en opholdstid på fem timer. Dermed må den relativ lille forskel der ses i zinkkapaciteten fundet ved kolonneforsøget inden der skete et gennembrud af zink og den fra bægerglasforsøget på hhv. $1.394 \pm 320 \mu\text{g Zn/g}$ og $1.350 \pm 24 \mu\text{g Zn/g}$ antages, at skyldes den forskel der ses i opholdstiden.

Som mange andre undersøgelser har vist, blev det ligeledes fundet i dette projekt, at en lav pH af opløsningen resulterer i ingen eller negativ adsorption. Da brugen af tømidler i vinterhalvåret mindsker pH'en i drænvandet, er der en risiko for at drænvandet kan forårsage skader på recipienter, hvis drænvandet udledes hertil, da zinkkoncentrationen da ville være for høj. Dog må det forventes at en stigning i pH, som ved tilførsel af kalk, kan modvirke dette fald i pH. Ved forsøg i dette projekt blev der fundet en adsorption af zink på omkring $0,6 \mu\text{g Zn/ml}$ efter tilsætning af NaOH til drænvandet fra Snekkersten fodboldbane, der gav

opløsningen en pH omkring 9. Denne adsorption var dog en anelse mindre end den adsorption der blev fundet fra drænvandet uden tilsætning af NaOH. Dette fald antages at skyldes, at der efter tilsætning af NaOH til drænvandet skete et fald i zinkkoncentrationen i drænvandet. Det kan derfor ikke på baggrund af dette ene forsøg med en høj pH, konkluderes hvorvidt tilførsel af kalk eller på anden måde stigning i pH af drænvandet, kan forbedre adsorptionen af zink i jorden. Da muldjorden blev kørt i bægerglas med drænvand, var der en adsorption af zink på omkring $1,0 \mu\text{g Zn/ml}$ ud fra en startkoncentration af zink på $1,06 \mu\text{g Zn/ml}$. Derfor må det på baggrund af denne værdi og den fundne zinkkapacitet fra kolonneforsøget på $1.394 \pm 320 \mu\text{g Zn/g}$ kunne antages, at muldjorden tilstødende til Snekkersten fodboldbane kan fungere som et effektivt filter for zink i drænvandet. Der bør dermed ikke være nogen risiko, hvis drænvandet herefter udledes til recipienter.

Om hvorvidt filtermuld kan fungere som et effektivt filter under fremtidige fodboldbaner, kan dog ikke på baggrund af dette forsøg videre konkluderes. Ved kolonneforsøg i dette projekt blev der fundet en zinkkapacitet for filtermulden på $25.880 \pm 1.392 \mu\text{g Zn/g}$. Da filtermuldens gennembrudskurve ikke udviste et S-formet forløb, som det gerne skulle og som det var tilfældet for muldjorden, må det antages at der er sket nogle reaktioner i kolonnen, hvormed den fundne zinkkapacitet for filtermulden ikke er realistisk. Disse reaktioner der antages at have fundet sted, skyldes den høje zinkkoncentration der er blevet brugt i den fremstillede opløsning, som var nødvendigt for at opnå resultater indenfor den givne tidsramme. Derudover er der ligeledes en risiko for at det vekslende aerobe og anaerobe forløb undervejs i tidsperioden for kolonneforsøget med filtermuld, har resulteret i nogle udfældninger. Den zink der allerede har været bundet til partiklerne i kolonnen, har ved tilførsel af oxygen, reageret med ilt og dannet nogle produkter, der er udfældet. Dette har gjort de reaktive grupper i jorden fri til at adsorbere yderligere zink, som det må forventes, ikke havde været muligt hvis forløbet havde kørt udelukkende anaerobt. Derfor er zinkkapaciteten på $25.880 \pm 1.392 \mu\text{g Zn/g}$ ikke korrekt at henvise til.

Ved yderligere forsøg i bægerglas blev en zinkkapacitet på $1.917 \pm 24 \mu\text{g Zn/g}$ fundet for filtermulden, som var ved brug af samme opløsning som ved kolonneforsøget. Denne zinkkapacitet forudsætter en opholdstid på fem timer, da dette var forsøgets tidslængde. En lav og høj pH havde samme effekt på adsorptionen af zink, som der var tilfældet ved muldjorden. Ved lav pH blev der ikke adsorberet noget zink i filtermulden. Den negative adsorption der blev fundet tillægges en måleusikkerhed, da det ikke forventes at filtermulden indeholder noget zink fra produktionen. En højere pH af drænvandet end den havde i forvejen, hvilket var omkring 8, viste ikke en stigning i adsorptionen. Dette kan dog skyldes, at zinkkoncentrationen i drænvandet faldt efter tilsætning af NaOH. Dermed er zinkkoncentrationen i drænvandet og drænvand med høj pH ikke ens og kan derfor ikke sammenlignes direkte.

Ved bægerglasforsøgene hvor opholdstiden for de to typer jord var ens, fem timer, havde filtermulden en større zinkkapacitet end muldjorden. Dog ved kolonneforsøgene, blev det påvist at opholdstiden i

filtermulden er meget kort, da effluenterne fra kolonnerne kom ud efter knap ti minutter. Derfor er opholdstiden i de to forsøg med filtermuld meget forskellig. På baggrund af kolonneforsøget, kan det ikke umiddelbart anbefales at filtermulden anlægges under banen i 15 cm, da opholdstiden ikke er tilstrækkelig lang og gennembruddet af zink derfor vil finde sted relativt hurtigt. Ved kolonneforsøget fandt gennembruddet af zink sted efter mindre end tre timer efter forsøgets start. Derfor er opholdstiden en afgørende faktor for hvor effektiv filtermulden er til at adsorberer zink fra den pågældende opløsning.

Det kan ud fra forsøg lavet i dette projekt antages, at filtermulden kan fungere som et effektivt filter for adsorption af zink i drænvandet, da filtermulden har en relativ høj zinkkapacitet. Hvordan filtermulden skal anlægges, kræver dog videre forsøg. Hvorvidt filtermulden skal anlægges under græstæppet, kræver videre undersøgelser med fokus på hvor stort et lag filtermuld det kræver, hvis der både skal tages højde for mængden af zink filtermulden kan binde og opholdstiden i filtermulden. En anden udfordring der skal tages højde for ved anlæggelse af filtermulden under kunstgræstæppet, er en eventuel tilstopning. Da filtermulden består af omkring 80% sand, vil sandet flytte sig i vandets retning og dermed kan det risikere at tilstoppe grusbærelagene, såsom stabilt grus. Dette kan gøre dræningen dårligere og i værste tilfælde gøre laget impermeabelt. Dermed er det nødvendigt at finde ud af hvorvidt filtermulden i så fald skal ligge på en membran, så en tilstopning kan undgås. Hvis filtermulden anlægges i drænrørene i stedet, kan der ligeledes være risiko for at filtermulden kan ende i den pågældende recipient, som drænvandet udledes til. Hvis der er bundet zink til filtermulden, kan den bundne zink risikere at blive frigivet fra partiklerne hvis der sker en forurening af vandet. Derfor er videre forsøg nødvendige for at finde ud af hvorvidt filtermuld kan bruges som et filter for zink i drænvandet fra kunstgræsbaner.

En overordnet konklusion på dette projekt er, at filtermuld har en bedre zinkkapacitet end muldjorden forudsat at opholdstiden af opløsningen i mediet er omkring fem timer. Det kan ikke anbefales på baggrund af kolonneforsøget at anlægge 15 cm filtermuld, der til trods for den større zinkkapacitet, ikke sikrer opløsningen en tilstrækkelig opholdstid. Gennembruddet af zink fandt sted under tre timer efter forsøgets start.

Hvis filtrationsmediet skal anlægges under banen, kan det derimod anbefales at anlægge 15 cm muldjord, da denne har en zinkkapacitet der kan sikre en adsorption af zink i omkring 100 år. Dette er uden at der sker en forurening af jorden. Det forudsætter en udvaskning af zink omkring 5.000 µg Zn/l og en nettonedbør på 200 mm. Der skal dog tages højde for, at da der blev brugt 15 cm muldjord i kolonneforsøgene, var en opholdstid af opløsningen i mediet omkring otte timer. Hvis en så relativ lang opholdstid af drænvand under banen kan risikere at forringe drænevnen, kan muldjorden i stedet iblandes gruslaget under banen. Der kan derfor ved videre undersøgelser findes ud af, hvor meget muldjord der kan iblandes gruslaget for at bibeholde en tilpas stor zinkkapacitet og den ønskede dræneffekt af gruslaget.

Referencer

- Bocca, B., et al. (2009). "Metals contained and leached from rubber granulates used in synthetic turf areas." Science of the Total Environment **407**(7): 2183-2190.
- Bodar, C. W., et al. (2005). "The European Union risk assessment on zinc and zinc compounds: the process and the facts." Integrated Environmental Assessment and Management **1**(4): 301-319.
- Borggaard, O. K. (2010). Jord, vand og planter : Kursus 250021, 2010-11. Frederiksberg, SL books.
- Brummer, G., et al. (1983). "ADSORPTION DESORPTION AND/OR PRECIPITATION - DISSOLUTION PROCESSES OF ZINC IN SOILS." Geoderma **31**(4): 337-354.
- Cheng, H. F., et al. (2014). "Environmental and Health Impacts of Artificial Turf: A Review." Environmental Science & Technology **48**(4): 2114-2129.
- Ciccu, R. and G. Costa (2012). "Recycling of secondary raw materials from end-of-life car tires." WIT Transactions on Ecology and the Environment **155**: 1115-1126.
- Coran, A. Y. (2005). 7 - Vulcanization A2 - Mark, James E. Science and Technology of Rubber (Third Edition). B. Erman and F. R. Eirich. Burlington, Academic Press: 321-366.
- Danmarks naturfredningsforening (2015). Sådan ligger landet - tal om grundvand og drikkevand 2015.
- DBU (2017). "Find en kunstgræs/multibane." Retrieved 28-12, 2017, from https://www.dbu.dk/turneringer_og_resultater/kampe_og_baner/kunstgræs_fodboldbaner/find_en_kunstgræsbane.
- DBU Jylland (2016). "Kunstgræsset breder sig i Jylland." Retrieved 28-12, 2017, from https://www.dbujylland.dk/nyheder/2016/februar/kunstgræsset_breder_sig_i_jylland.
- DHI (2013). Miljø- og sundhedsskadelige stoffer i drænvand fra kunstgræsbaner.
- DHI (2017). Koncept for regulering af drænvand fra nye kunstgræsbaner.
- Eisler, R. (1993). Zinc Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review. Contaminant Hazard Reviews. Laurel, MD.
- European Chemicals Agency (2017). An evaluation of the possible health risks of recycled rubber granules used as infill in synthetic turf sports fields.
- Fleming, P. (2011). "Artificial turf systems for sport surfaces: current knowledge and research needs." Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers Part P-Journal of Sports Engineering and Technology **225**(P2): 43-64.
- Fleming, P., et al. (2016). Artificial Turf Field - A New Build Case Study. Engineering of Sport **11**. A. J. Jansen. Amsterdam, Elsevier Science Bv. **147**: 836-841.
- Genan (2017). "Teknologi." Retrieved 17-04, 2018, from <http://www.genan.dk/om-genan/teknologi/>.

- Gomes, J., et al. (2010). "Toxicological Assessment of Coated versus Uncoated Rubber Granulates Obtained from Used Tires for Use in Sport Facilities." Journal of the Air & Waste Management Association **60**(6): 741-746.
- Groenevelt, P. H. and P. E. Grunthal (1998). "Utilisation of crumb rubber as a soil amendment for sports turf." Soil & Tillage Research **47**(1-2): 169-172.
- Gualtieri, M., et al. (2005). "Toxicity of tire debris leachates." Environment International **31**(5): 723-730.
- Guzman, M., et al. (2011). "Synthesis of Zn/Mg Oxide Nanoparticles and Its Influence on Sulfur Vulcanization." Journal of Applied Polymer Science **119**(4): 2048-2057.
- Heideman, G., et al. (2005). "Effect of metal oxides as activator for sulphur vulcanisation in various rubbers." Kautschuk Gummi Kunststoffe **58**(1-2): 30-42.
- Hofstra, U. (2007). "Environmental and Health Risks of Rubber Infill: Rubber crumb from car tyres as infill on artificial turf." INTRON. Report A **833860**.
- Installitdirect (2017). "Synthetic turf history." Retrieved 28-12, 2017, from <https://www.installitdirect.com/synthetic-turf-installation/history/>.
- Jylland, D. (2016). "Under anlæggelse." Retrieved 29-12, 2017, from https://www.dbujylland.dk/temaer/kunstgraesbaner/kunstgraesvejledning_2016/under_anlaeggelse.
- Kalbe, U., et al. (2013). "Development of Leaching Procedures for Synthetic Turf Systems Containing Scrap Tyre Granules." Waste and Biomass Valorization **4**(4): 745-757.
- Kanematsu, M., et al. (2009). "Characterization and potential environmental risks of leachate from shredded rubber mulches." Chemosphere **76**(7): 952-958.
- Karlby, H. and I. f. Sørensen (1998). Vandforsyning. Kbh., Teknisk Forlag.
- Klingenberg kunstgræs (2017). "Hvad er 4. generations kunstgræs?". Retrieved 06-05, 2018, from <https://klingenberg-kunstgraes.dk/content/8-4-generation-kunstgraes>.
- Kolitzus, H. J. (2007). "Artificial turf surfaces for soccer."
- Kruger, O., et al. (2012). "Comparison of Batch and Column Tests for the Elution of Artificial Turf System Components." Environmental Science & Technology **46**(24): 13085-13092.
- Källqvist, T. (2005). "Miljørisikovurdering av kunstgresssystemer."
- Li, X., et al. (2010). "Characterization of substances released from crumb rubber material used on artificial turf fields." Chemosphere **80**(3): 279-285.
- Marcussen, B. M. (2017). Metoder til udvaskning af miljøfremmede stoffer. Erhvervsakademi Aarhus.

Menichini, E., et al. (2011). "Artificial-turf playing fields: Contents of metals, PAHs, PCBs, PCDDs and PCDFs, inhalation exposure to PAHs and related preliminary risk assessment." Science of the Total Environment **409**(23): 4950-4957.

Miljø- og fødevareministeriet (2015). Bekendtgørelse om anmeldelse og dokumentation i forbindelse med flytning af jord.

Miljø- og fødevareministeriet (2016). Påvirkning af grundvand ved nedsivning af tømidler fra kunstgræsbaner, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (1995). Zink datablad.

Miljøstyrelsen (2017). Kunstgræsbaner Kortlægningsrapport - Udkast. Miljøstyrelsen.

Mixto (2017). "What is Mixto?". Retrieved 06-05, 2018, from <http://www.mixtosystem.com/en/>.

Moretto, R. (2007). "Environmental and health assessment of the use of elastomer granulates (virgin and from used tyres) as filling in third-generation artificial turf." EEDEMS (Ademe, Aliapur, Fieldturf Tarkett).

Nilsson, N., et al. (2005). "Emissions and evaluation of health effects of PAH's and aromatic mines from tyres." Danish Ministry of the Environment. Survey of Chemical Substances in Consumer Products(54).

Nilsson, N. H., et al. (2008). Kortlægning, emissioner samt miljø-og sundhedsmæssig vurdering af kemiske stoffer i kunstgræs, Miljøstyrelsen.

Pentaplast (2018). "Pentadrain." Retrieved 05-01, 2018, from <http://pentaplast.us/pentadrain/>.

Petersen, L. f. (1994). Grundtræk af jordbundslæren. Frederiksberg, Jordbrugsforlaget eksp. DSR Boghandel.

Plessner, T. and O. Lund (2004). "Potential health and environmental effects linked to artificial turf systems-final report." Norwegian Building Research Institute (report to the Norwegian Football Association).

Region Sjælland (2001). Vejledning i håndtering af forurenede jord på Sjælland.

Rodgers, B. and W. Waddell (2005). 14 - Tire Engineering A2 - Mark, James E. Science and Technology of Rubber (Third Edition). B. Erman and F. R. Eirich. Burlington, Academic Press: 619-II.

Solum A/S (2017). Filtermuld.

Verschoor, A. (2007). "Leaching of zinc from rubber infill on artificial turf (football pitches)."

WRAP (2017). Artificial turf sports pitches.

Appendix

En kort oversigt over appendix.

Appendix 1: Standarder til atomisk absorptions spektrometer

Appendix 2: Opsætning af atomisk absorptions spektrometer

Appendix 3: Udregning af zinkkapacitet

Appendix 4: Hvor mange år jorden kan adsorbere den mængde zink der udvaskes

Appendix 5: Hvor forurenat jorden er efter samlet antal år som filter

Appendix 6: Hvor mange år jorden kan adsorbere den udvaskede zink inden jorden forurenes

Appendix 7: Muldjord som filter under fremtidige kunstgræsbaner

Appendix 1: Standarder til atomisk absorptions spektrometer

Der blev lavet en række standarder for, at der kunne laves en standardkurve. De koncentrationer der er vist i Tabel 12, er de standarder der er gældende for zink.

Tabel 12: Mængde af zink standard der blev brugt for at opnå en kendt zinkkoncentration.

µl stam i 100 ml	Faktor	Ønsket konc.	µg/ml Zn
25	4000,00	0,25	0,25
50	2000,00	0,50	0,50
75	1333,33	0,75	0,75
110	909,09	1,10	1,10
150	666,67	1,50	1,50

Standarderne blev lavet med Zink standard for AAS 1000±4 mg Zn/l (Sigma-Aldrich 18827-250 ml), som blev afpipetteret i de rigtige mængder, henholdsvis 25 µl, 50 µl, 75 µl, 110 µl og 150 µl, i fem målekolber. Der blev tilsat ekstra rent vand, også kaldes type I vand (fra maskinen: purelab chorus ELGA) op til 100 ml.

Disse zinkkoncentrationer på standarder blev brugt gennem hele forsøget.

Appendix 2: Opsætning af atomisk absorptions spektrometer

Inden det atomisk absorptions spektrometer (AAS) (Agilent technologies - 55 AA) blev tændt, blev punktudsugget tjekket. Derefter blev spraykammeret tømt og skiftet. Opløsningen heri var fortyndet HNO_3 (2-3%). Da spraykammeret var skiftet, blev AAS'en tændt. Der blev tændt for acetylen gastilførslen.

Derefter skulle AAS'en indstilles korrekt. Der blev trykket på load metode og "cookbook" blev valgt. I instrument mode vælges absorbans. Den aktive lampe var i dette tilfælde lampe 2. Modstanden var 5,0 (aktiv) og 0,0 (standby). Der skulle ikke være nogen D2 korrektion. Gas typen var acetylen, og bølgelængden blev sat til 213,9. "Other" blev ligeledes sat til 213,9. Det spektrale båndvidde (Slit) blev sat til 1,0, hvorefter metoden blev gemt. Så blev der trykket "optimize". Lampen blev optimeret for at finde maksimum. Signalet blev optimeret ved, at brændehovedet blev justeret efter et kort, hvor strålen skulle ramme krydset midti. Da alt var blevet indstillet korrekt, blev AAS'en nulstillet ved at trykke ALT+READ. Flammen tændes og der blev igennem nulstillet, denne gang på ekstra rent vand.

Da AAS'en var optimeret, blev den kalibreret. Til kalibreringen blev ovenstående standarder brugt (Appendix 7.1). Zinkkoncentrationerne blev indtastet på AAS'en og deres absorbans blev aflæst, ved at trykke på READ. Når AAS'en var kalibreret, kunne de udtagede prøver blive aflæst. Hver prøve blev aflæst tre gange for at mindske usikkerheden. Af resultaterne der blev vist på AAS resultat side, var det kolonne "Conc" og "Mean" der blev brugt. "Conc" viste den målte koncentration af prøverne og "Mean" viste middelværdien af absorbansen af hver prøve. Disse blev nedskrevet i Excel og en kurve blev lavet.

Appendix 3: Udregning af zinkkapacitet

Et eksempel på udregning af zinkkapacitet lavet for kolonne 2 med muldjord.

Mængde muldjord i kolonnen: 837,1 g

$$\text{Startvolumen } v_0 = 28,93 \frac{\text{ml}}{\text{dag}}$$

$$\text{Startkoncentration } c_0 = 3.786,67 \frac{\mu\text{g Zn}}{\text{ml}}$$

$$\text{Zinkkoncentration målt ved dag 0} = 0,23 \frac{\mu\text{g Zn}}{\text{ml}}$$

$$\text{Zinkkoncentration målt ved dag 0,7} = 0,07 \frac{\mu\text{g Zn}}{\text{ml}}$$

$$\text{Totalt areal under kurven} = 1.822.550,83 \mu\text{g Zn}$$

$$\text{Zink i jordvæsken} = 157.999,33 \mu\text{g Zn}$$

Areal under kurven Δt_1 :

$$\frac{1}{2} \cdot (v_0 \cdot C(t_1) + v_0 \cdot C(t_0)) \cdot \Delta t_1$$

Værdier indsættes:

$$\frac{1}{2} \cdot \left(28,93 \frac{\text{ml}}{\text{dag}} \cdot 0,07 \frac{\mu\text{g Zn}}{\text{ml}} + 28,93 \frac{\text{ml}}{\text{dag}} \cdot 0,23 \frac{\mu\text{g Zn}}{\text{ml}} \right) \cdot (0,66 \text{ dag} - 0,0 \text{ dag}) = 2,86 \text{ Zn} \cdot \mu\text{g}$$

Kapacitet for hele kolonne 2 med muldjord ($\mu\text{g Zn}$):

$$v_0 \cdot c_0 \cdot t_{\text{slut}} - \int_0^{t_{\text{slut}}} v_0 \cdot c(t) \cdot dt = N_{\text{slut}}$$

Værdier indsættes:

$$28,93 \frac{\text{ml}}{\text{dag}} \cdot 3.786,67 \frac{\mu\text{g Zn}}{\text{ml}} \cdot 34,56 \text{ dag} - 1.822.550,83 \mu\text{g Zn} \approx 1.963.441 \mu\text{g Zn}$$

Zink i jordvæsken trækkes fra den zink der er adsorberet af jordpartiklerne:

$$1.963.441 \mu\text{g Zn} - 157.999,33 \mu\text{g Zn} = 1.805.441,67 \mu\text{g Zn}$$

Kapacitet for kolonne 2 ($\mu\text{g Zn/g jord}$):

$$\frac{1.805.441,67 \mu\text{g Zn}}{837,1 \text{ g jord}} = 2.156,8 \frac{\mu\text{g Zn}}{\text{g jord}}$$

Appendix 4: Hvor mange år jorden kan adsorbere den mængde zink der udvaskes

Appendix 4.1: Muldjord

Zinkkapacitet for muldjord inden gennembrudstidspunkt af zink finder sted: $1.394 \mu\text{g Zn/g}$

Gennemsnitlig udvaskning af zink fra Snekkersten fodboldbane per måned = $1.855 \mu\text{g Zn/l}$

Maksimal udvaskning af zink fra Snekkersten fodboldbane per måned: $5.000 \mu\text{g Zn/l}$

Nettonedbør i Nordsjælland 2015 = 200 mm

Dybde af muldjord på græsareal tilstødende til Snekkersten fodboldbane: $1,5 \text{ m}$

Densitet for muldjordskolonne: $1,73 \text{ g/cm}^3$

Der tages udgangspunkt i et udsnit af arealet af græsarealet på 1 m^2

Samlede volumen af udsnit:

$$1,5\text{m} \cdot 1\text{m}^2 = 1,5 \text{ m}^3$$

Total mængde jord i 1 m^3 :

$$1,5\text{m}^3 \cdot 1,73 \cdot 10^6 \frac{\text{g jord}}{\text{m}^3} \approx 2595 \text{ kg jord}$$

Nedbør per måned på 1 m^2 :

$$\left(\frac{200 \frac{\text{mm}}{\text{år}}}{12 \frac{\text{måned}}{\text{år}}} \right) \cdot 1\text{m}^2 \approx 0,017\text{m}^3 \cdot \text{måned}^{-1}$$

Nedbør svarende til liter per måned:

$$0,017 \text{ m}^3 \cdot \text{måned}^{-1} \cdot 1000 \frac{\text{l}}{\text{m}^3} = 17 \text{ l} \cdot \text{maaned}^{-1}$$

Total mængde zink der udvaskes per måned:

$$1855 \frac{\mu\text{g Zn}}{\text{l}} \cdot 17 \text{ l} \cdot \text{måned}^{-1} = 3,15 \cdot 10^{-5} \text{ Zn} \cdot \text{kg} \cdot \text{maaned}^{-1}$$

Mængde jord til tilbageholdelse af udvasket zink:

$$\frac{(3,15 \cdot 10^{-5} \text{ kg Zn} \cdot \text{måned}^{-1})}{1394 \frac{\mu\text{g Zn}}{\text{g jord}}} \approx 0,023 \text{ jord} \cdot \text{kg} \cdot \text{maaned}^{-1}$$

Antal måneder inden zinkkapaciteten er overskredet:

$$\frac{2595 \text{ kg jord}}{0,023 \text{ kg jord} \cdot \text{måned}^{-1}} \approx 112826,1 \text{ maaned}$$

Antal år inden zinkkapaciteten er overskredet:

$$\frac{112826,1 \text{ måneder}}{12 \frac{\text{måneder}}{\text{år}}} \approx 9402,2 \text{ år}$$

Samme fremgangsmåde brugt med faktorerne zinkkoncentration $5.000 \mu\text{g Zn/l}$ og nettonedbør 400 mm .

Appendix 4.2 Filtermuld

Zinkkapacitet for filtermuld ved opholdstid på fem timer: $1.917 \mu\text{g Zn/g}$

Gennemsnitlig udvaskning af zink fra Snekkersten fodboldbane per måned = $1.855 \mu\text{g Zn/l}$

Maksimal udvaskning af zink fra Snekkersten fodboldbane per måned: $5.000 \mu\text{g Zn/l}$

Nettonedbør i Nordsjælland 2015 = 200 mm

Dybde af filtermuldskolonne: $0,15 \text{ m}$

Densitet for filtermuldskolonne: $1,78 \text{ g/cm}^3$

Der tages udgangspunkt i et udsnit af på 1 m^2

Samlede volumen af udsnit:

$$0,15 \text{ m} \cdot 1 \text{ m}^2 = 0,15 \text{ m}^3$$

Total mængde jord i 1 m^3 :

$$0,15 \text{ m}^3 \cdot 1,78 \cdot 10^6 \frac{\text{g jord}}{\text{m}^3} = 267 \text{ jord} \cdot \text{kg}$$

Nedbør per måned på 1 m^2 :

$$\left(\frac{200 \frac{\text{mm}}{\text{år}}}{12 \frac{\text{måned}}{\text{år}}} \right) \cdot 1 \text{ m}^2 \approx 0,017 \text{ m}^3 \cdot \text{måned}^{-1}$$

Nedbør svarende til liter per måned:

$$0,017 \text{ m}^3 \cdot \text{måned}^{-1} \cdot 1000 \frac{\text{l}}{\text{m}^3} = 17 \text{ l} \cdot \text{maaned}^{-1}$$

Total mængde zink der udvaskes per måned:

$$5000 \frac{\mu\text{g Zn}}{\text{l}} \cdot 17 \text{ l} \cdot \text{måned}^{-1} = 8,5 \cdot 10^{-5} \text{ Zn} \cdot \text{kg} \cdot \text{maaned}^{-1}$$

Mængde jord til tilbageholdelse af udvasket zink:

$$\frac{(8,5 \cdot 10^{-5} \text{ kg Zn} \cdot \text{måned}^{-1})}{1917 \frac{\mu\text{g Zn}}{\text{g jord}}} \approx 0,044 \text{ jord} \cdot \text{kg} \cdot \text{maaned}^{-1}$$

Antal måneder inden zinkkapaciteten er overskredet:

$$\frac{267 \text{ kg jord}}{0,044 \text{ kg jord} \cdot \text{måned}^{-1}} \approx 6068,18 \text{ maaned}$$

Antal år inden zinkkapaciteten er overskredet:

$$\frac{6068,18 \text{ måneder}}{12 \frac{\text{måneder}}{\text{år}}} = 505,68 \text{ år}$$

Samme fremgangsmåde brugt med en nettonedbør på 400 mm .

Appendix 5: Hvor forurenet jorden er efter samlet antal år som filter

Appendix 5.1: Muldjord

Maksimal udvaskning af zink fra Snekkersten fodboldbane per måned: 5.000 µg Zn/l

Nettonedbør i Nordsjælland 2015 = 200 mm

Total mængde zink der udvaskes per måned: $8,5 \cdot 10^{-5} \text{ Zn} \cdot \text{kg} \cdot \text{maaned}^{-1}$

Total mængde muldjord i 1 m³: 2.595 kg

Antal måneder inden zinkkapaciteten er overskredet: 42.540,98 måneder

Total mængde zink i samlede antal måneder:

$$8,5 \cdot 10^{-5} \frac{\text{kg Zn}}{\text{måned}} \cdot 42540,98 \text{ måneder} \approx 3,6 \text{ Zn} \cdot \text{kg}$$

Mængde zink per kilo muldjord:

$$\frac{3,6 \text{ kg Zn}}{2595 \text{ kg jord}} \approx 0,0014 \text{ Zn} \cdot \text{jord}^{-1}$$

Mængden af zink i mg/kg muldjord:

$$0,0014 \frac{\text{kg Zn}}{\text{kg jord}} \cdot 1000000 \frac{\text{mg}}{\text{kg}} = 1400 \text{ mg Zn} \cdot \text{kg jord}^{-1}$$

Appendix 5.2: Filtermuld

Maksimal udvaskning af zink fra Snekkersten kunstgræsbane per måned: 5.000 µg Zn/l

Nettonedbør i Nordsjælland 2015 = 200 mm

Total mængde zink der udvaskes per måned: $8,5 \cdot 10^{-5} \text{ Zn} \cdot \text{kg} \cdot \text{maaned}^{-1}$

Total mængde filtermuld i 1 m³: 267 kg

Antal måneder inden zinkkapaciteten er overskredet: 6.068,18 måneder

Total mængde zink i samlede antal måneder:

$$8,5 \cdot 10^{-5} \frac{\text{kg Zn}}{\text{måned}} \cdot 6068,18 \text{ måneder} \approx 0,52 \text{ Zn} \cdot \text{kg}$$

Mængde zink per kilo filtermuld:

$$\frac{0,52 \text{ kg Zn}}{267 \text{ kg jord}} \approx 0,0019 \text{ kg Zn} \cdot \text{kg jord}^{-1}$$

Mængden af zink i mg/kg filtermuld:

$$0,0019 \frac{\text{kg Zn}}{\text{kg jord}} \cdot 1000000 \frac{\text{mg}}{\text{kg}} = 1900 \text{ mg Zn} \cdot \text{kg jord}^{-1}$$

Appendix 6: Hvor mange år jorden kan adsorbere den udvaskede zink inden jorden forurenes

Appendix 6.1: Muldjord

Maksimal udvaskning af zink fra Snekkersten fodboldbane per måned: $5.000 \mu\text{g Zn/l}$

Nettonedbør i Nordsjælland 2015 = 200 mm

Total mængde zink der udvaskes per måned: $8,5 \cdot 10^{-5} \text{ Zn} \cdot \text{kg} \cdot \text{maaned}^{-1}$

Total mængde muldjord i 1 m^3 : 2.595 kg

Mængde zink i uforurenet jord (klasse 1): $\leq 500 \text{ mg Zn/kg TS}$

Mængde zink i total mængde muldjord:

$$500 \frac{\text{mg Zn}}{\text{kg jord}} \cdot 2595 \text{ kg jord} = 1,30 \text{ Zn} \cdot \text{kg}$$

Antal måneder inden den maksimale tilladte mængde zink i jorden er nået:

$$8,5 \cdot 10^{-5} \frac{\text{kg Zn}}{\text{måned}} \cdot X = 1,3 \text{ kg Zn}$$

⇕

$$X = 15294,12 \text{ maaned}$$

Antal år inden zinkmængden er nået:

$$\frac{15294,12 \text{ måneder}}{12 \frac{\text{måneder}}{\text{år}}} = 1274,5 \text{ år}$$

Appendix 6.2: Filtermuld

Maksimal udvaskning af zink fra Snekkersten fodboldbane per måned: $5.000 \mu\text{g Zn/l}$

Nettonedbør i Nordsjælland 2015 = 200 mm

Total mængde zink der udvaskes per måned: $8,5 \cdot 10^{-5} \text{ Zn} \cdot \text{kg} \cdot \text{maaned}^{-1}$

Total mængde filtermuld i 1 m^3 : 267 kg

Mængde zink i uforurenet jord (klasse 1): $\leq 500 \text{ mg Zn/kg TS}$

Mængde zink i total mængde filtermuld:

$$500 \frac{\text{mg Zn}}{\text{kg jord}} \cdot 267 \text{ kg jord} = 0,13 \text{ Zn} \cdot \text{kg}$$

Antal måneder inden den maksimale tilladte mængde zink i jorden er nået:

$$8,5 \cdot 10^{-5} \frac{\text{kg Zn}}{\text{måned}} \cdot X = 0,13 \text{ kg Zn}$$

⇕

$$X = 1529,41 \text{ maaned}$$

Antal år inden zinkmængden er nået:

$$\frac{1529,41 \text{ måneder}}{12 \frac{\text{måneder}}{\text{år}}} = 127,5 \text{ år}$$

Appendix 7: Muldjord som filter under fremtidige kunstgræsbaner

Appendix 7.1: Antal år muldjorden kan adsorbere den udvaskede mængde zink

Zinkkapacitet for muldjord inden gennembrudstidspunkt af zink finder sted: $1.394 \mu\text{g Zn/g}$

Maksimal udvaskning af zink fra Snekkersten fodboldbane per måned: $5.000 \mu\text{g Zn/l}$

Nettonedbør i Nordsjælland 2015 = 200 mm

Densitet for muldjordskolonne: $1,73 \text{ g/cm}^3$

Dybde af muldjord = 0,15 m

Der tages udgangspunkt i et udsnit af arealet af græsarealet på 1 m^2

Samlede volumen af udsnit:

$$0,15\text{m} \cdot 1\text{m}^2 = 0,15 \text{ m}^3$$

Total mængde muldjord i 1 m^3 :

$$0,15\text{m}^3 \cdot 1,73 \cdot 10^6 \frac{\text{g jord}}{\text{m}^3} = 259,5 \text{ jord} \cdot \text{kg}$$

Nedbør per måned på 1 m^2 :

$$\left(\frac{200 \frac{\text{mm}}{\text{år}}}{12 \frac{\text{måned}}{\text{år}}} \right) \cdot 1\text{m}^2 \approx 0,017 \text{ m}^3 \cdot \text{maaned}^{-1}$$

Nedbør svarende til liter per måned:

$$0,017 \text{ m}^3 \cdot \text{maaned}^{-1} \cdot 1000 \frac{\text{l}}{\text{m}^3} = 17 \text{ l} \cdot \text{maaned}^{-1}$$

Total mængde zink der udvaskes per måned:

$$5000 \frac{\mu\text{g Zn}}{\text{l}} \cdot 17 \text{ l} \cdot \text{maaned}^{-1} = 8,5 \cdot 10^{-5} \text{ Zn} \cdot \text{kg} \cdot \text{maaned}^{-1}$$

Mængde muldjord til tilbageholdelse af udvasket zink:

$$\frac{(8,5 \cdot 10^{-5} \text{ kg Zn} \cdot \text{maaned}^{-1})}{1394 \frac{\mu\text{g Zn}}{\text{g jord}}} \approx 0,061 \text{ jord} \cdot \text{kg} \cdot \text{maaned}^{-1}$$

Antal måneder inden zinkkapaciteten er overskredet:

$$\frac{259,5\text{kg jord}}{0,061 \text{ kg jord} \cdot \text{maaned}^{-1}} \approx 4254,098 \text{ maaned}$$

Antal år inden zinkkapaciteten er overskredet:

$$\frac{4254,098 \text{ måneder}}{12 \frac{\text{måneder}}{\text{år}}} = 354,5 \text{ år}$$

Appendix 7.2: Hvor mange år inden muldjorden forurenes

Maksimal udvaskning af zink fra Snekkersten kunstgræsbane per måned: $5.000 \mu\text{g Zn/l}$

Nettonedbør i Nordsjælland 2015 = 200 mm

Total mængde zink der udvaskes per måned: $8,5 \cdot 10^{-5} \text{ Zn} \cdot \text{kg} \cdot \text{maaned}^{-1}$

Total mængde muldjord i 1 m^3 : 259,5 kg

Mængde zink i uforurenet jord (klasse 1): $\leq 500 \text{ mg Zn/kg TS}$

Mængde zink i total mængde muldjord:

$$500 \frac{\text{mg Zn}}{\text{kg jord}} \cdot 259,5 \text{ kg jord} = 0,13 \text{ Zn} \cdot \text{kg}$$

Antal måneder inden den maksimale tilladte mængde zink i jorden er nået:

$$8,5 \cdot 10^{-5} \frac{\text{kg Zn}}{\text{måned}} \cdot X = 0,13 \text{ kg Zn}$$

⇕

$$X = 1529,41 \text{ maaned}$$

Antal år inden zinkmængden er nået:

$$\frac{1529,41 \text{ måneder}}{12 \frac{\text{måneder}}{\text{år}}} = 127,5 \text{ år}$$