



CASE-STUDIE AF HUSDYRBRUG MED FOKUS PÅ ZINK-OMSÆTNINGEN

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 331

2019



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

CASE-STUDIE AF HUSDYRBRUG MED FOKUS PÅ ZINK-OMSÆTNINGEN

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 331

2019

Jesper L. Bak
Martin M. Larsen
John Jensen

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

| | |
|--|---|
| Serietitel og nummer: | Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 331 |
| Titel: | Case-studie af husdyrbrug med fokus på zink-omsætningen |
| Forfattere: Institution(er): | Jesper L. Bak, Martin M. Larsen & John Jensen Aarhus Universitet, Institut for Bioscience |
| Udgiver: URL: | Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi © http://dce.au.dk |
| Udgivelsesår: Redaktion afsluttet: | August 2019 Juni 2019 |
| Faglig kommentering: Kvalitetssikring, DCE: | Morten T. Strandberg & Følgegruppen for projektet Susanne Boutrup |
| Finansiel støtte: | Miljøstyrelsen |
| Bedes citeret: | Bak, J.L., Larsen, M.M. & Jensen, J. 2019. Case-studie af husdyrbrug med fokus på zink-omsætningen. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 36 s. - Videnskabelig rapport nr. 331 http://dce2.au.dk/pub/SR331.pdf |
| | Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse |
| Sammenfatning: | Rapporten beskriver et case-studie af stofstrømme, akkumulering i jord og udvaskning til vandmiljøet for zink på 4 ejendomme med produktion af smågrise. Formålet med projektet var oprindeligt at belyse problemer som følge af anvendelse af medicinsk zink i svineproduktionen. Under projektet er det besluttet at udfase denne anvendelse, og projektet har dermed primært bidraget til at videreudvikle og validere de anvendte modeller for akkumulering i jord og udvaskning til vandmiljøet. Projektet understøtter dermed tidligere konklusioner om, at også den ikke medicinske anvendelse af zink i svineproduktionen vil føre til fortsat akkumulering i jorden. Som noget nyt viser projektet at udvaskning af zink og transport med drænvand sker i tidsmæssigt afgrænsede perioder, hvor tilførslen til vandløb kan være problematisk ift. overholdelse af korttidskravet for zink. |
| Emneord: | zink, kobber, smågrise, gylle, jord, vandmiljø |
| Layout: Foto forside: | Grafisk Værksted, AU Silkeborg Colourbox |
| ISBN: ISSN (elektronisk): | 978-87-7156-422-8 2244-9981 |
| Sideantal: | 36 |
| Internetversion: | Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR331.pdf |

Indhold

| | |
|---|-----------|
| 1. Baggrund | 5 |
| 2. Indledning | 7 |
| 2.1 Tidligere undersøgelse af zink og kobber i jordmiljøet | 8 |
| 2.2 Vurderingskriterier | 8 |
| 2.3 Tidligere undersøgelser af zink og kobber i vandmiljøet | 10 |
| 3. Undersøgellesdesign | 12 |
| 3.1 Udvælgelse af marker og ejendomme | 13 |
| 4. Prøvetagning og resultatet | 14 |
| 4.1 Jord | 14 |
| 4.2 Planter | 17 |
| 4.3 Jordvand | 18 |
| 4.4 Vand fra dræn og vandløb | 18 |
| 4.5 Gylle | 22 |
| 5. Modelberegninger | 23 |
| 5.1 Model for planteoptag baseret på hollandske data | 23 |
| 5.2 Massebalance for stationsmarker | 25 |
| 6. Diskussion | 29 |
| 7. Konklusioner | 33 |
| 8. Referencer | 34 |
| Bilag 1. Zn-optag baseret på hollandske data | 36 |

[Tom side]

1. Baggrund

Miljøstyrelsen har gennem et udbudsbrev af 17/11, 2015 inviteret DCE/Aarhus Universitet til at afgive tilbud på et projekt vedr. et case-studie af husdyrbrug med fokus på zink-omsætningen. Miljøstyrelsen har i udbuddet ønsket, at projektet gennemføres i samarbejde med SEGES, som hvis muligt vil være behjælpelige i forhold til at finde forsøgslokaliteter.

Projektet er en opfølgning på et tidligere projekt vedr. "belysning af kobber- og zinkindholdet i jord" (Bak m.fl., 2015) og rapporten vedr. "miljøfremmede stoffer og metaller i vandmiljøet" baseret på NOVANA data (Boutrup, m.fl., 2015). Med udgangspunkt i disse rapporter har der været debat omkring anvendelsen af kobber og zink i landbruget. Den daværende miljø- og fødevarerminister, Eva Kjer Hansen, tilkendegav på baggrund heraf, at udviklingen er bekymrende, og ønskede yderligere undersøgelser iværksat med henblik på at udvikle viden og evt. løsninger.

Det her rapporterede casestudie er en del af disse ekstra undersøgelser. Projektet har været ledet af DCE/AU, men er gennemført af et konsortium, der også omfatter Waageningen Universitet og SEGES. Waageningen har bidraget med data og modeller for optag af zink, medens SEGES har været ansvarlig for kontakt til- og indhentning af data fra de deltagende bedrifter. Sideløbende med dette arbejde har SEGES udarbejdet en rapport vedr. "Omkostninger ved fastsættelse af zinklofter med udgangspunkt i nuværende zinkudskillelse og ved forskellige lofter for fosfortilførsel" (SEGES, 2017).

Projektet har været fulgt af en følgegruppe sammensat af repræsentanter fra DCE, SEGES, Fødevarestyrelsen, Miljøstyrelsen, Danmarks Naturfredningsforening og Miljø og Fødevarerministeriet.

Projektet er i udbudsbrevet defineret som et studie af et eller flere udvalgte bedrifter med smågrise, hvor næringsstofkredsløbet inkl. tab til miljøet fastlægges, og hvor mulighederne for at reducere tabene vurderes. Det forventes, at der med næringsstofkredsløbet primært er tænkt på stofstrømmen af zink (og om muligt kobber), idet der tages hensyn til, at gyllen udbringes efter indhold af kvælstof og fosfor. De undersøgte husdyrbrug må gerne have flere gylletyper, men det prioriteres højt at finde husdyrbrug, hvor gylle fra smågrise opbevares og udbringes særskilt. Det prioriteres også højt, at husdyrbrugene har haft den nuværende drift i en længere årrække, og at det er muligt på en væsentlig del af arealet at kunne gennemføre drænvandsmålinger i forhold til zink, som kan knyttes til dyrkningsarealer på husdyrbrugene.

På husdyrbrugene indsamles så vidt muligt oplysninger om zinkanvendelsen i foderet i de forskellige staldanlæg både i forsøgsåret og i de tidligere år. Oplysninger om markernes dyrkningshistorie særligt med henblik på afgrøder og anvendelse af husdyrgødning indsamles for så mange år som muligt.

I (et) forsøgsår gennemføres følgende målinger:

- Målinger af zink og gerne andre relevante metaller i gyllen eller husdyrgødningen fra alle relevante gyllebeholdere og evt. andre lagre med husdyrgødning.

- Målinger af zinkindholdet i udvalgte marker samt standardanalyser af reaktionstal, fosfortal og kaliumtal plus tekstur og organisk stof.
- Målinger af den samlede zinkoptagelse og fjernelse med de forskellige dele af afgrøden i de udvalgte marker.
- Så vidt muligt målinger af zinkkoncentrationen i drænvandet fra de udvalgte marker.

På baggrund af de indsamlede data og målingerne i forsøgsåret opstilles balancen for zink, og det bestemmes, hvor stor en procentdel af det tilførte zink der optages og fjernes med forskellige afgrøder, hvor meget der ophobes, og hvor meget der udvaskes. Dette vurderes både samlet set og med en supplerende vurdering af variation i forhold til afgrøde, jordtype, reaktionstal osv.

På baggrund af de fundne resultater foretages en vurdering af, hvordan håndteringen af husdyrgødningen evt. kan ændres med henblik på at reducere problemerne med ophobning og udvaskning samt generelt pege på forskellige løsningsmuligheder. Det kan bemærkes, at der siden projektets start i EU-regi er vedtaget en udfasning af anvendelsen af medicinsk zink i produktion af smågrise. Nogle af de i projektet stillede spørgsmål diskuteres derfor mere generelt, idet smågriseproduktionen, hvad angår anvendelsen af zink, fremadrettet ikke forventes at adskille sig så meget fra den øvrige svineproduktion.

Det er valgt at analysere de udtagne jord- og planteprøver for kobber også, men der er ikke foretaget modelberegninger for kobber. Zn (og Cu) målt i drænvand forventes at være tættest relateret til metalindholdet i de nederste jordlag (50-75 cm og 75-100 cm). En nærmere analyse af rådata fra en undersøgelse af akkumulering af kobber og zink i landbrugsjord rapporteret i 2005 (Gräber m.fl, 2005, Hansen m.fl., 2005) viste, at der i denne undersøgelse var fundet 13 % højere koncentration i lag 3 (75-100 cm) sammenlignet med lag 2 (50-75 cm). Forskellen var dog ikke signifikant ($p=0,31$). Resultaterne fra lag 3 er ikke diskuteret i publikationerne (Gräber m.fl, 2005, Hansen m.fl., 2005), og årsagen til de høje koncentrationer i lag 3 i denne undersøgelse kendes ikke. Det er vanskeligt at udtage jordprøver i større dybder, uden at der sker en opblanding / kontaminering af de nederste jordlag. Da der således mangler et datagrundlag for koncentrationerne i de dybere jordlag, er det besluttet i dette studie at udtage jordprøver til 75 cm dybde på alle marker og foretage totalanalyse af Zn og Cu på prøverne. Der er anvendt et hydraulisk prøvetagningssystem, der skulle sikre mod opblanding / kontaminering af jorden. Firmaet GPS-Agro har været entreprenør på denne prøvetagning.

2. Indledning

Tungmetaller er en naturlig del af jordbunden og dets økosystemer, idet de findes i det geologiske materiale, hvorfra kemiske, fysiske og biologiske nedbrydningsprocesser bidrager til at frigive metallerne. Det naturlige baggrundsindhold af metaller varierer meget på grund af den geologiske variation. Det samme gælder niveauet i det akvatiske miljø, hvor metaller naturligt tilføres ved udvaskning. Zink er et essentielt næringsstof men kan i for høje koncentrationer være skadeligt for jordfauna og organismer i vandmiljøet.

Tidligere undersøgelser har vist, at der i danske landbrugsjorder i perioden 1998-2014 er sket en markant stigning i indholdet af kobber og zink på henholdsvis ca. 19 og 24 % (Bak m.fl., 2015, se nedenfor). Der er fundet overskridelser af nul-effekt niveauerne for zink i jord i 45 % af foretagne målinger med den største andel af overskridelser på sandjorder. I danske vandløb blev der i perioden 2011-2013 fundet gennemsnitskoncentrationer i vand, der er højere end miljøkvalitetskravet for ferskvand på 67 % af 21 undersøgte målestationer. Langt den største kilde (80-90 %) til zink og kobber i de danske jorder stammer fra landbruget primært gennem tilførsel med svinegylle (Jensen & Bak, 2018).

Indholdet af kobber og zink i svinegylle stammer dels fra tilførsler med foderet, hvorfra det udskilles til gyllen, dels fra anvendelsen af medicinsk zink. Det aktuelle forbrug (tilsætning) af kobber og zink i foder til svin i Danmark er ca. 1100 tons zink, heraf 414 t medicinsk zink og knap 300 tons kobber (Birgitte Broesbøl-Jensen, Fvst, pers. komm). Grundet et EU forbud vil medicinsk zink blive udfaset med et stop for anvendelsen fra år 2022.

Griser fysiologiske behov for kobber og zink angives traditionelt som 6 hhv. 100 mg pr. kilo foder (Tybirk m.fl., 2015). Indtil primo 2019 måtte fuldfoder til smågrise indtil 12 uger gamle højst indeholde 170 mg kobber kg^{-1} , medens foder til svin ældre end 12 uger højst måtte indeholde 25 mg kg^{-1} . I februar 2019 trådte et nyt EU-regulativ om tilsætning af kobber i foder til smågrise i kraft, og det betyder, at der nu må være et totalindhold (summen af tilsat og naturligt indhold) op til: 150 mg kobber kg^{-1} foder frem til 4 uger efter fravæning; 100 mg kobber kg^{-1} foder fra 5. – 8. uge efter fravæning og 25 mg kobber kg^{-1} foder fra 8 uger efter fravæning.

Indholdet af zink i fuldfoder til smågrise og so-hold må maksimalt indeholde 150 mg kg^{-1} , mens indholdet af zink i foder til andre svin (slagtesvin) siden primo 2017 maksimalt må være 120 mg kg^{-1} (i foder med et vandindhold på 12 %). Grænseværdierne omfatter det totale indhold i fuldfoderet, det vil sige summen af den mængde, der tilsættes som tilsætningsstof og det indhold, der naturligt forekommer i de ingredienser, der i øvrigt indgår i foderet. Det naturlige indhold af zink i foderråvarerne er ca. 30 mg zink kg^{-1} . Herudover kan dyrlægen, når der er problemer med fravænningsdiarré hos smågrise, ordinere foder medicinsk zink som tilsætning til foderet i en periode på 14 dage. Den anbefalede dosering er i den forbindelse på 2500 mg zink pr. kg fuldfoder. Lavt optag af metallerne fra foderstoffer og mineralsuppleringskilder betyder, at grisene udskiller en meget stor del af det indtagne kobber og zink med gødningen.

Der vil således fortsat være en relativ stor tilførsel af zink til jorden med svinegylle via foderet også efter udfasningen af medicinsk zink der skal ske senest i 2022. Som beskrevet ovenfor udgør medicinsk zink 27 % af den anvendte mængde zink.

2.1 Tidligere undersøgelse af zink og kobber i jordmiljøet

Der er tidligere gennemført en kortlægning af tungmetalindholdet i danske dyrknings- og naturjorder baseret på 393 prøver indsamlet på tilfældigt udvalgte punkter i Kvadratnettet i 1992-93 (Bak m.fl., 1997). Af disse prøver var 311 indsamlet på agerland, ca. 70 heraf på jorde tilhørende bedrifter med svin. Ved rapporteringen af denne undersøgelse (i 1996) blev det konkluderet, at det er relevant fortsat at have opmærksomhed på indholdet af specielt kobber, men også zink i landbrugsjord. Denne konklusion var primært baseret på en forventning til den fremtidige udvikling baseret på en stofstrømanalyse. For zink er jordbundsafhængigheden så stor, at der ikke (i 1993) blev fundet signifikante forskelle mellem arealanvendelsesklasserne. De fundne koncentrationer på naturjorder lå dog væsentligt under koncentrationerne på dyrkningsjord. (Jensen m.fl., 1996). En opfølgende undersøgelse i 1998 pegede desuden på at det er relevant at følge udviklingen specielt for den del af svineproduktionen, der har specialiseret sig i produktionen af smågrise (Hansen, 2005).

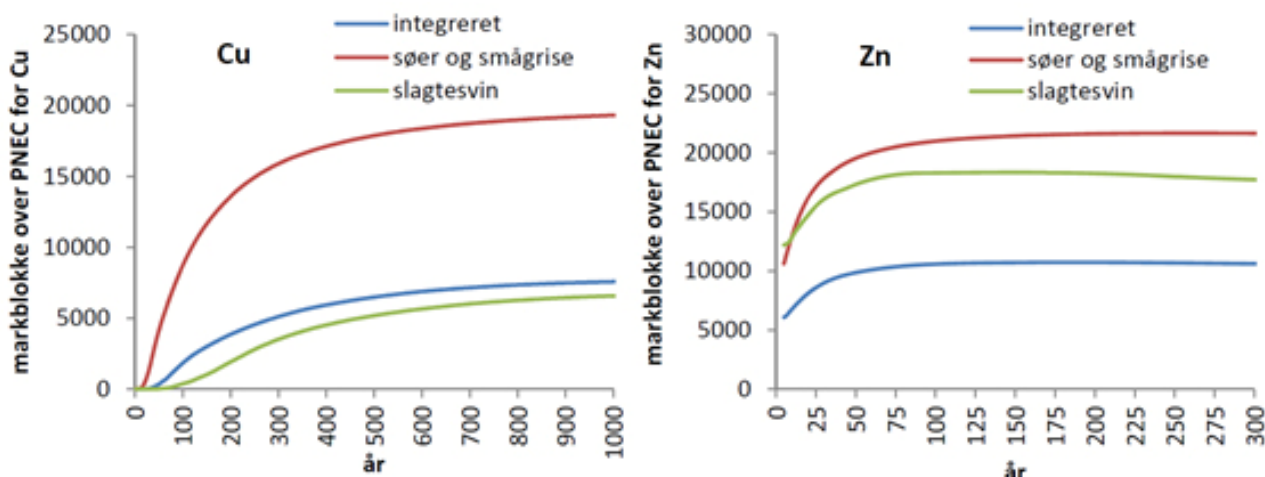
I 2014 – 2015 blev disse undersøgelser fulgt op med undersøgelsen ”belysning af kobber- og zinkindholdet i jord” (Bak m.fl., 2015). Denne undersøgelse havde til formål at beskrive indholdet af kobber- og zink i dyrkningsjord, primært på bedrifter med svin og marker, der modtager svinegylle. Undersøgelsen omfattede både bedrifter med slagtesvin og bedrifter med smågrise. Det blev konkluderet, at brugen af kobber og zink i svinefoder har medført en stigning i jordkoncentrationerne i størrelsesordenen 21-28 % for kobber, og 41 % for zink hvis der ses på perioden fra 1998 til 2014. For zink var der et mindre fald i middelkoncentration fra 1986 til 1998. Disse konklusioner er baseret på gennemsnit af de målte data de enkelte år og baseret på en lineær trend. Hvis der kun betragtes punkter med sammenhørende værdier, kan 24 % af jordindholdet af zink i 2014 tilskrives akkumulering (stigning i koncentration) siden 1998. Det blev konkluderet, at stigningerne i jordkoncentrationer af kobber og zink på de arealer, hvor der har været udbragt svinegylle, var uanset driftsform.

2.2 Vurderingskriterier

For at vurdere hvorvidt målte (jord)koncentrationer udgør en risiko eller ej kan man sammenholde dem med et fastsat (jord)kvalitetsrelateret mål. Et eksempel på et sådant kaldes på engelsk ”Predicted No-Effect Concentration” (PNEC) eller nul-effekt-koncentration, som angiver den maksimale jordkoncentration, hvor det forudsiges, at der ikke sker uacceptable effekter på jordbundsorganismer. PNEC kan være jordtypeafhængig eftersom giftigheden af metaller varierer efter jordtype, da metaller bindes mindre hårdt og derved er lettere tilgængelig for de jordlevende organismer i sand- end i lerjorder. I Danmark er der ikke fastsat bindende miljørelaterede jordkvalitetskrav, hvorfor der anvendes PNEC fra EU’s risikovurderingsrapport for zink og kobber. Her er PNEC angivet som den del af jordkoncentrationerne, som ligger over det naturlige baggrundsniveau, m.a.o. som den antropogent tilførte koncentration. For sand- og lerjorder er PNEC herved beregnet til 36 og 63 mg kg⁻¹ ts for zink og 25,6 og 89 mg kg⁻¹ ts for kobber. I Bak m.fl. (2015) er beregninger af PNEC for jord beskrevet nærmere.

I vand er der to sæt af miljøkvalitetskrav (MKK), som foreligger i en Bekendtgørelse¹. Det generelle kvalitetskrav, der er kravværdi, som skal overholdes som et årgennemsnit, og maksimumkoncentrationen, der er den højeste tilladte koncentration i alle prøver. Det generelle kvalitetskrav og maksimumkoncentrationen er for zink henholdsvis 7,8 og 8,4 µg l⁻¹ og for kobber 1,0 og 2,0 µg l⁻¹. Ved vurdering af koncentrationer i et vandområde kan der for både kobber og zink tages hensyn til den naturlige baggrundskoncentration, det vil sige der ved vurderingen skal tages højde for den naturlige baggrundskoncentration. Alternativt gælder det generelle kvalitetskrav i forhold til den biotilgængelige koncentration.

For kobber blev der i den tidligere undersøgelse konkluderet, at der på længere sigt kan forventes overskridelser af nul-effekt-niveauet på i størrelsesorden 30-50 % af arealerne, der modtager svinegylle. En fjerdedel af dette niveau af areal med overskridelse kan være nået på 80 år. For zink blev det konkluderet, at en fortsættelse af den nuværende praksis kan medføre en væsentlig stigning i andelen af arealer, hvor nul-effekt niveauet for zink overskrides, selvom niveauet allerede er højt. Den største stigning forventedes at følge af koncentrationsudviklingen på arealer, der modtager gylle fra produktion af smågrise med anvendelse af medicinsk zink, selvom der også forventedes en væsentlig stigning fra de andre produktionsformer (slagtesvin og integrerede bedrifter). Anvendelsen af medicinsk zink er som nævnt efterfølgende reguleret. Der er på landsplan ca. 110 000 markblokke der modtager svinegylle, (ud af totalt omkring 360 000 markblokke); 72 000, der modtager mere end 30 kg N ha⁻¹ år⁻¹ som gennemsnit for ejendommen, og 58 000, der modtager mere end 50 kg N ha⁻¹ år⁻¹ som gennemsnit for ejendommen. Figur 0 viser den beregnede udvikling i antallet af markblokke, hvor PNEC værdierne for zink og kobber vil overskrides fremover ved fortsættelse af den nuværende landbrugspraksis (Bak m.fl., 2015). Der er som nævnt besluttet en udfasning af brugen af medicinsk zink til år 2022, hvorfor stigningen i antal markblokke med overskridelse af PNEC værdierne for zink for ejendomme med søer og smågrise må forventes reduceret og stigningstakten blive sammenlignelig med det, der gælder for de øvrige produktionsformer.



Figur 0. Beregnet udvikling i antal markblokke, der overskrider nul-effekt grænserne for kobber og zink ved fortsættelse af aktuell (2015) landbrugspraksis. Der er siden besluttet en udfasning af brugen af medicinsk zink til år 2022 hvorfor stigningen i antal markblokke med overskridelse af PNEC værdierne for zink for ejendomme med søer og smågrise må forventes reduceret. Beregningen er foretaget for arealer (markblokke), der modtager svinegylle i større mængde end 30 kg N ha⁻¹ år⁻¹ som gennemsnit for en ejendom. Beregningen er opdelt på bedriftstyper, hvor integrerede bedrifter har både søer, smågrise og slagtesvin (Bak m.fl., 2015).

¹ Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand (BEK nr 1625 af 19/12/2017)

2.3 Tidligere undersøgelser af zink og kobber i vandmiljøet

Resultater fra den danske overvågning af miljøfremmede stoffer og metaller i vandmiljøet viser, at zink er det metal, der er fundet i de højeste koncentrationer i såvel udløb fra renseanlæg som i overfladevandsområder og i deposition via luft og nedbør. Der er dog observeret en væsentlig reduktion i både atmosfærisk deposition og i udledning fra punktkilder. Mediankoncentrationerne i punktkilder er i 2011-2013 reduceret til halvdelen af mediankoncentrationerne i 2004-2006 (Boutrup, m.fl., 2015). Der har desuden siden 1998 eksisteret internationale aftaler om begrænsning af emissioner af tungmetal til luft (https://www.unece.org/env/lrtap/hm_h1.html).

Tilførslen af zink og kobber til vandmiljøet via dræn og overfladeafstrømning fra landbrugsjorder er ikke kvantificeret, men det forventes at udgøre en stor andel af den samlede tilførsel af zink og kobber til ferskvandsområder. Den årlige udledning af zink og kobber til recipienter fra de danske renseanlæg og andre punktkilder er estimeret til mere end 90 tons zink og ca. 10 tons kobber i perioden 1998-2013 (Jensen & Bak, 2018). Dette skal ses i forhold til anvendelsen af zink og kobber i svinefoder, der aktuelt er ca. 1100 tons zink og knap 300 tons kobber (se ovenfor), hvoraf i størrelsesorden 10 % af den mængde, der udbringes med gylle kan forventes at blive udvasket fra pløjelaget (de øverste 30 cm, Bak m.fl., 2015). Udvaskningen i dette studie var beregnet med en model, der yderligere valideres gennem det her beskrevne case-studie. Det skal dog bemærkes, at der vil være en væsentlig tidsforsinkelse mellem udvaskning fra pløjelaget og udvaskning til dræn, idet der først vil ske en akkumulering i lavere jordlag (se kapitel 5).

Den tidligere undersøgelse til ”belysning af kobber- og zinkindholdet i jord” (Bak m.fl., 2015) pegede på, at den nuværende anvendelse af kobber og zink i svineproduktionen kan føre til udvaskninger af zink og kobber i mængder, der potentielt kan være problematiske i vandmiljøet. Denne problemstilling blev dog ikke nærmere belyst, idet undersøgelsen fokuserede på jordindholdet. Denne konklusion var både baseret på det aktuelle jordindhold og gødningsanvendelse, samt den observerede og beregnede fremtidige koncentrationsudvikling. Selvom problemstillingen for zink er reduceret pga. regulering - og udfasning af anvendelsen af medicinsk zink, vurderes problemstillingen stadig til at være relevant.

Andelen af NOVANA overvågningsstationer, hvor den årlige gennemsnitskoncentration af opløst zink var højere end det generelle kvalitetskrav for zink på $7,8 \mu\text{g l}^{-1}$, var i perioden 2011-2013 på 67% (Boutrup, m.fl. 2015). Beregningerne var baseret på den andel af zink, der ligger over det naturlige baggrundskoncentration og omfatter stationer med mere end 10 årlige prøver. Det blev i samme rapport vurderet, at der sandsynligvis også har været overskridelser af maksimumkoncentrationen for overfladevand på $8,4 \mu\text{g Zn l}^{-1}$, som følge af udledninger fra punktkilder. Vurderingen var baseret på målinger i spildevand og en tommelfingerregel om, at spildevand fortyndes med en faktor 10 ved udledning til overfladevand. Det var ikke været muligt at vurdere mulige overskridelser som følge af udledninger fra dræn og med overfladevand (Boutrup, m.fl., 2015).

Jensen og Bak (2018) undersøgte betydningen biotilgængelighedsbaserede tilpasninger ved at inddrage lokal-specifikke biotilgængelighedskorrektioner, som bygger på tilstedeværelsen af kalcium, opløst organisk indhold (DOC) samt pH. Resultaterne viste, at der i cirka 25 % af de undersøgte vandløb var

målt biotilgængelige zinkkoncentrationer, som overskred det generelle vandkvalitetskrav.

Zink kan genfindes i sø- og vandløbssedimenter i koncentrationer, der i mere end 50 % af prøverne vurderes til at udgøre en potentiel risiko for sedimentlevende organismer, selv efter at generelle biotilgængelighedsbetragtninger er inddraget (Jensen og Bak, 2018). Zink er et af de metaller, der hyppigst overskrider kvalitetskravene for drikkevand (0,8 % af prøverne fra boringskontrollen, 5,5 % i GRUMO) (Boutrup, m.fl., 2015). I marine områder overskrider zink de af OSPAR fastsatte 'Environmental Assessment Criteria' (EAC) i 8 % af de undersøgte sedimentprøver, mens at baggrundsniveauet for zink i muslinger blev overskredet i 95 % af de undersøgte prøver (Boutrup, m.fl., 2015).

3. Undersøgellesdesign

Som skitseret ovenfor har de tidligere undersøgelser af tungmetalindholdet i jord- og vandmiljøet og sammenhænge mellem landbrugsdrift og kobber- og zink i dyrkningsjord givet en del viden om de generelle niveauer om påvirkningen af indholdet i landbrugsjord fra landbrugsdriften. Der har imidlertid manglet viden om de mere specifikke forhold på ejendomme med produktion af smågrise og anvendelse af medicinsk zink, og om den mulige tilførsel til vandmiljøet af zink udvasket fra (disse) landbrugsjorder.

Der er i designet af case-studiet for zink taget udgangspunkt i, at det i et projekt af det forventede omfang ikke vil være muligt at dække alle relevante kombinationer af jordbund, afgrøder og landbrugspraksis udelukkende ved anvendelse af målte data. Det kan desuden ikke forventes at være muligt at finde marker med alle de væsentligste afgrøde(grupper) hvede, byg, raps, græs, majs, roer og kartofler på brug med smågriseproduktion. Der er kompenseret for dette ved at anvende en kombination af målte data og modelberegninger til at besvare de stillede spørgsmål.

Der er forskel på, hvor hårdt zink bindes til forskellige jordtyper (sand-, ler-, kalkjorder). Specielt kalkjorder vurderes at være relevante ift. at belyse, om der er arealer, hvor gylle med højt zinkindhold kan udbringes uden stor risiko for udvaskning. Der er imidlertid kun et forholdsvis begrænset areal med egentlige kalkjorder i Danmark. Kortet over simplificerede jordbundstyper fra den landsomfattende Jordklassificering 1975-79 (<https://arealinformation.miljoportal.dk>) omfatter således kun omkring 8300 ha kalkjorder; og det har ikke været muligt at finde arealer, hvor der sker udbringning af gylle fra smågrise på kalkjorder, der har kunnet indgå i undersøgelsen.

Undersøgelsen er delt i en ejendomsundersøgelse og en markundersøgelse, hvor stofstrømme undersøges på henholdsvis ejendoms- og markniveau. Ejendomsundersøgelsen omfatter 4 ejendomme, der som beskrevet er udvalgt bl.a. med henblik på, at det skulle være muligt at foretage målinger på drænvand. Ejendommene – og specielt det drænedede areal, er dermed primært beliggende på mere lerede jorder. Markundersøgelsen inddrager (de væsentligste) marker på de fire ejendomme. Der er desuden høstet afgrøder og foretaget metalanalyser på de høstede afgrøder fra 44 marker. Analyserne af korn er foretaget separat for stængel og kerne.

Zink forventes at bevæge sig forholdsvis langsomt ned gennem jordsøjlen (VKM, 2014), og koncentrationerne i de dybere jordlag vil derfor være et bedre udgangspunkt for beregning af den aktuelle udvaskning til dræn og til vandløb med overfladenært grundvand. Disse data er også væsentlige for validering af modelberegninger for zink, hvor der i dette studie anvendes en model. Der er derfor udtaget jordprøver til metalanalyse ned til en dybde på 75 cm.

Det har på tre ejendomme været muligt at finde marker, hvor der har kunnet installeres en vandprøvetager (autosampler) i en samlebrønd, der samler drænvand fra hele marken. Data fra disse tre marker anvendes til mere detaljerede modelberegninger, og der er derfor også foretaget en jordprofilundersøgelse på markerne og analyse af metalindholdet for hele jordprofilen.

Markerne kan imidlertid ikke forventes at være repræsentative for hele landbrugsarealet. Det vil være atypisk at finde drænedede arealer på (naturligt veldrænedede) sandjorder, og dette har heller ikke været muligt på de tre indgående ejendomme. Det er derfor valgt at medtage prøver fra marker i Landovervågningsprogrammet (LOOP) i undersøgelsen. Der er medtaget prøver en marker på sandjord, som modtager svinegylle, og som er udstyret med sugeceller, der er i drift til opsamling af jordvand.

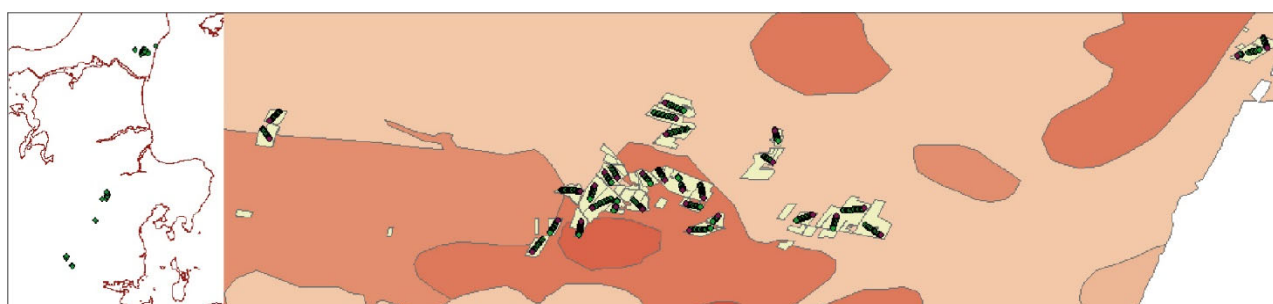
Det er forsøgt at udvælge ejendomme og marker med drænmålinger, så det samtidigt har været muligt at udtage en vandløbsprøve. Dette har været muligt for to af ejendommene. Endelig er der udtaget og analyseres gylleprøver på de deltagende ejendomme. Der forventes at være en sammenhæng mellem zink og kobber, fordi stofferne i nogen udstrækning anvendes sammen (dog mindre betydende ved medicinsk anvendelse af zink) og interagerer i jord og ved optag. Det er derfor valgt at medtage kobberanalyser på alle prøver.

3.1 Udvalgelse af marker og ejendomme

Ejendomme og marker er udvalgt i samarbejde med SEGES, idet der er lagt vægt på, at der er gylletanke med ren smågrisegylle, at der på markerne er udbragt ren smågrisegylle i så lang tid som muligt, at gylletildeling og historik kan spores mindst 10 og gerne 20 år tilbage i tiden, og at der er dræn på ejendommene, der kan anvendes til udtagning af drænvandsprøver. Tabel 1 og figur 1 giver et overblik over de udvalgte ejendomme og marker, samt antallet af prøver. På store marker er der udtaget flere (2-3) prøver, medens meget små (del)marker er udeladt fra prøvetagningen på ejendomme, hvor markplanen omfatter et stort antal små marker. Ud over disse marker og ejendomme har undersøgelsen omfattet tre marker med sugeceller på ejendomme i landovervågningsprogrammet (LOOP) med svin. Det har dog ikke været muligt at finde ejendomme i LOOP, som primært producerer smågrise.

Tabel 1. Ejendomme, marker og prøver i undersøgelsen

| ejendom | Marker i alt | | Jordprøver | | Oplysn. | | dræn | vandløb |
|---------|--------------|----------|------------|----------|---------|----------|------|---------|
| | antal | Arl (ha) | antal | Arl (ha) | antal | Arl (ha) | | |
| 1 | 2 | 34 | 4 | 34 | 1 | 26 | X | X |
| 2 | 26 | 196 | 29 | 196 | 3 | 42 | X | |
| 3 | 8 | 90 | 10 | 90 | 2 | 90 | X | X |
| 4 | 64 | 364 | 32 | 315 | 5 | 71 | | |



Figur 1. Placering af ejendomme og marker i undersøgelsen. Højre side af figuren viser markerne for en af de deltagende ejendomme overlagt kort over jordbundstekstur. Lyse signatur er mere sandede jorder. På kortudsnittet er der finsandet jord, lerblandet sandjord og lerjord. Kortudsnittet viser desuden jordprøver udtaget på de enkelte marker.

4. Prøvetagning og resultatet

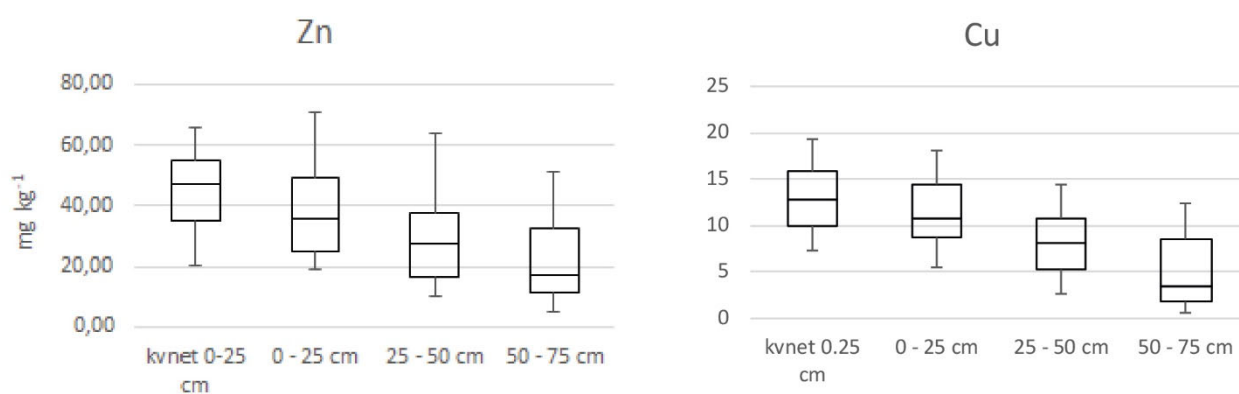
4.1 Jord

Der er udtaget 75 jordprøver fordelt på 67 marker. Prøverne er taget med delprøver fra 3 dybder (0-25 cm, 25-50 cm og 50-75 cm). Som udgangspunkt er hver prøve puljet fra 16 nedstik fordelt som en transekt over marken, der så godt som muligt dækker variation i jordbund, topografi mm inden for marken. På små marker er antallet af nedstik reduceret til 12 eller 8. Prøverne er analyseret for total Cu og Zn på eget laboratorium, der er akkrediteret til at foretage analyserne. Oplysninger om jordbund, nedbør, nedbørsoverskud (perkolation), afgrøder og tilførsel af svinegylle er indhentet fra landsdækkende kort og registre. For marker, hvor oplysninger om afgrøder og jordbund i samarbejde med SEGES har kunnet indhentes fra de deltagende ejendomme, er disse oplysninger anvendt.

På de tre marker, hvor der har været installeret en autosampler til opsamling af drænvand, er der desuden udgravet en jordbundsprofil til 1 meters dybde, hvor der i fire dybder (0-25 cm, 25-50 cm, 50-75 cm og 75-100 cm) er udtaget jordprøver, der er analyseret for Reaktionstal (Rt), fosfortal (Pt), kalital (Kt), magnesiumtal (Mgt), humus %, ler %, silt %, finsand %, grovsand %, JB-nr., total Zn, og total Cu. For de øvrige marker er der anvendt jordbundsdata fra landsdækkende data.

Resultaterne af metalanalyserne i jordprøverne er illustreret på figur 2. Fundne værdier for det øverste jordlag for ejendomme med smågrise fra undersøgelsen "belysning af kobber- og zinkindholdet i jord" i 2015 (Bak m.fl., 2015) er medtaget til sammenligning.

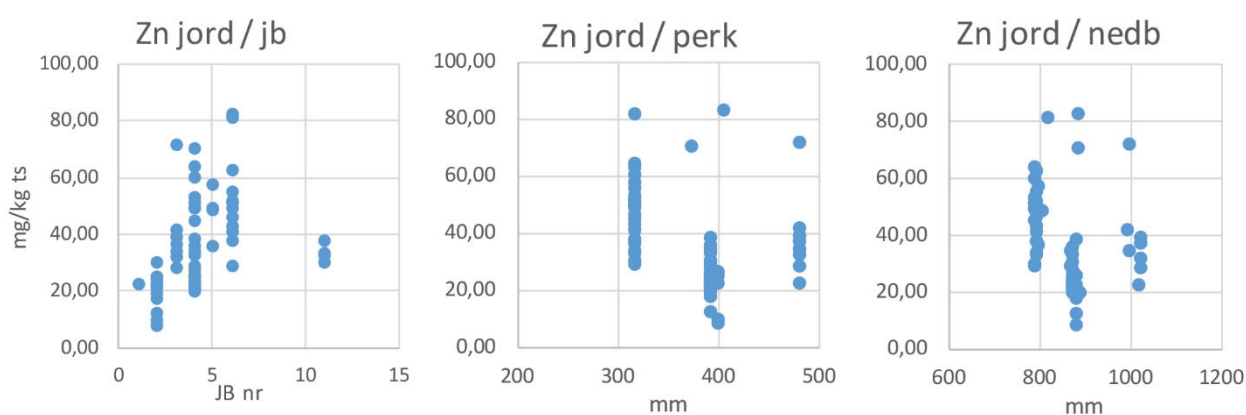
De fundne værdier i de øverste jordlag er lavere end for undersøgelsen i 2015 ($p=0,004$ for både Zn og Cu). Der er desuden i denne undersøgelse fundet et væsentligt fald i koncentrationer fra lag 1-2 og 2-3. Forskellen mellem jordlagene er i denne undersøgelse signifikant ($p<0,003$) for både Zn og Cu.



Figur 2. Fundne koncentrationer (5, 25, 50, 75 og 95 percentil) af mg zink og kobber pr. kg jord. Fundne værdier for det øverste jordlag for ejendomme med smågrise fra undersøgelsen i 2015 (Bak m.fl., 2015) er medtaget til sammenligning (kvnet 0-25 cm).

Der er også i denne undersøgelse fundet en væsentlig andel af prøver, specielt for sandjord, der overskrider nul-effekt niveauet i jord for Zn på 36 mg kg^{-1} for sandjord og 63 mg kg^{-1} for². Der er ikke i nogen af prøverne fundet kobberindhold, der overskrider nul-effekt niveauet i jord for Cu. Prøveantallet og antallet - og den forventede repræsentativitet af de indgående ejendomme gør dog, at denne undersøgelse ikke bidrager væsentligt til forøget viden om den landsdækkende fordeling af jordkoncentrationer og overskridelser. Figur 2 er derfor heller ikke opdelt på jordtyper, så der umiddelbart kan sammenlignes med nul-effekt niveauer.

Figur 3 illustrerer sammenhæng mellem koncentrationer af Zn i det øverste jordlag (0-25 cm) og jordbundstekstur (fra landsdækkende jordbundskort, JB nr; 11 er humus-jord), perkolation og nedbør for alle marker.



Figur 3. Sammenhæng mellem koncentrationer af Zn i det øverste jordlag (0-25 cm) og jordbundstekstur (JB-nr. 11 er humus-jord), perkolation og nedbør for alle marker.

Den bedste lineære model (RSE 0.30, R^2 0.69, $p < 10^{-6}$) for zinkkoncentrationen i det øverste jordlag omfatter jordbund (JB-nr.) perkolation og afgrøde, hvor JB og afgrøde er analyseret som kategoriske variable. For de enkelte parametre er perkolation og græs i omdrift signifikante (begge negative).

Der har ikke været oplysninger om gylleudbringning for flere år for tilstrækkeligt mange marker til, at gylletilførsel har kunnet inddrages i modellen. Der kan udledes et nationalt datasæt for tilførsel af svinøgylle på markblokniveau baseret på GLR/CHR-data (Bak m.fl., 2015). Dette datasæt har imidlertid ikke kunnet anvendes i dette studie, fordi tilførslen på markblokniveau er negativt korreleret ($R^2 = 0,8$) med den oplyste tilførsel på de marker, hvor der har været tilgængelige oplysninger fra lodsejerne. En del af forskellen kan skyldes, at der ikke er en entydig sammenhæng mellem markblokke og marker, specielt hvor markplanen er omlagt mange gange. Det kan bemærkes, at der er naturlige forskelle i zinkindhold mellem ler- og sandjorder, men at indholdet i dette studie ligger væsentligt over baggrundsværdier målt i naturjorder, hvor mediankoncentrationen er under 8 mg kg^{-1} (Larsen m.fl., 1996)

Der er som beskrevet på tre marker udgravet en jordbundsprofil til 1 meters dybde, hvor der i fire dybder (0-25 cm, 25-50 cm, 50-75 cm og 75-100 cm) er udtaget jordprøver, der er analyseret for Rt, Pt, Kt, Mgt³, humus %, ler %, silt

² Nul-effektniveauet er beregnet som summen af PNEC for tilført zink (PNECadded på engelsk) og den naturlige baggrundskoncentration, der er jordtypeafhængig

³ Reaktionstal, fosfortal, kaliumtal og mangantal

%, finsand %, grovsand %, JB nr, total Zn, og total Cu. Resultater herfra er gengivet i tabel 2. Zinkindholdet på disse marker er forholdsvis højt (op til 138 mg kg⁻¹) sammenlignet med de øvrige marker i undersøgelsen (figur 2), hvilket sandsynligvis hænger sammen med, at der er udvalgt marker, der primært er tilført gylle fra smågrise over en 10-årig periode.

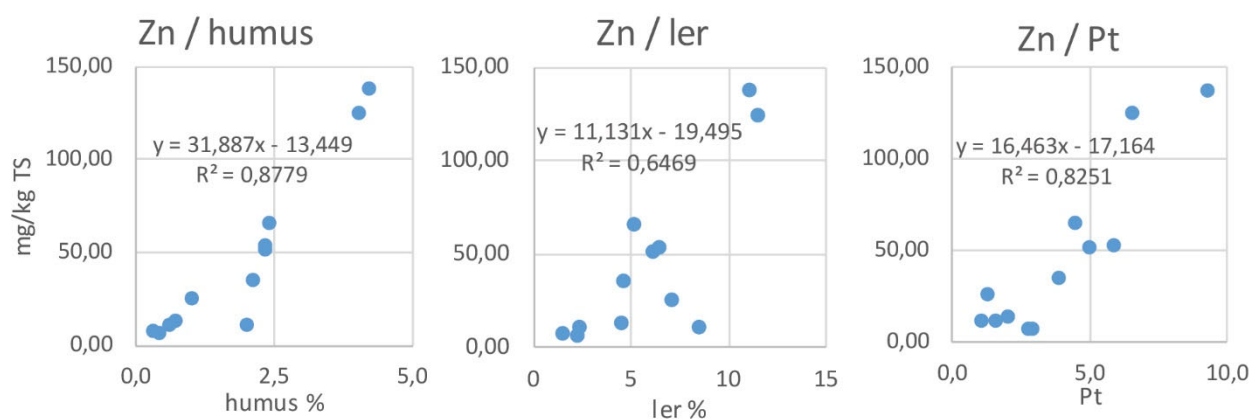
Tabel 2. Data for de tre intensivt undersøgte marker med målestationer for drænvand.

| Dybde cm | Rt | Pt mg/100 g | Kt mg/100 g | Mgt mg/100 g | Humus % | Ler % | Silt % | Finsand % | Gr.sand % | Jb nr | Zn mg / kg TS | Cu mg / kg TS |
|------------------|-----|----------------|----------------|-----------------|------------|----------|-----------|--------------|--------------|----------|------------------|------------------|
| ejendom 1 | | | | | | | | | | | | |
| 0-25 | 6,7 | 9,2 | 20,0 | 10,0 | 4,2 | 11 | 9,3 | 39,7 | 35,8 | 6 | 138,25 | 27,63 |
| 25-50 | 7,1 | 6,5 | 16,0 | 11,0 | 4,0 | 11,4 | 11 | 38,8 | 34,8 | 5 | 125,06 | 28,24 |
| 50-75 | 7,0 | 1,2 | 9,0 | 4,0 | 1,0 | 7 | 6,1 | 32,3 | 53,7 | 3 | 26,32 | 6,65 |
| 75-100 | 6,7 | 1,0 | 12,0 | 4,4 | 2,0 | 8,4 | 8,6 | 50,8 | 30,2 | 4 | 11,62 | 1,60 |
| ejendom 2 | | | | | | | | | | | | |
| 0-25 | 6,1 | 4,9 | 16,0 | 5,9 | 2,3 | 6,1 | 4,7 | 28,4 | 58,4 | 3 | 51,76 | 17,82 |
| 25-50 | 6,1 | 5,8 | 9,2 | 5,5 | 2,3 | 6,4 | 3,7 | 30,5 | 57,2 | 3 | 53,81 | 20,67 |
| 50-75 | 7,4 | 2,9 | 9,5 | 2,5 | 0,4 | 2,2 | 1 | 4,8 | 91,8 | 1 | 7,38 | 1,21 |
| 75-100 | 7,3 | 2,7 | 5,7 | 2,2 | 0,3 | 1,4 | 1,3 | 5,3 | 91,7 | 1 | 7,81 | 1,52 |
| ejendom 3 | | | | | | | | | | | | |
| 0-25 | 5,6 | 4,4 | 12,0 | 3,3 | 2,4 | 5,1 | 4,8 | 38,6 | 49,1 | 3 | 66,04 | 17,73 |
| 25-50 | 6,7 | 3,8 | 16,0 | 3,6 | 2,1 | 4,6 | 5 | 37,9 | 50,4 | 1 | 35,69 | 10,64 |
| 50-75 | 6,3 | 2,0 | 8,9 | 2,1 | 0,7 | 4,5 | 1,9 | 29,4 | 63,5 | 1 | 14,05 | 0,78 |
| 75-100 | 6,1 | 1,5 | 7,3 | 5,6 | 0,6 | 2,3 | 1,3 | 35 | 60,7 | 1 | 11,93 | 0,84 |

Det er på baggrund af resultaterne fra disse jordprøver undersøgt, hvilken betydning andre jordbundsparametre har for jordens zinkindhold. Dybden for prøven er medtaget som kategorisk variabel. Zinktilførslen med gylle over 10 år og perkolationen for marken er desuden medtaget i analysen. Set enkeltvis er Zn-indholdet signifikant korreleret med både dybde, Rt, Pt, Kt, Mgt, humus %, ler %, perkolation og Zn-tilførsel. Korrelationen er negativ for dybde og Rt og positiv for de øvrige parametre. R² værdierne er som ventet lave for perkolation og Zn-tilførsel, hvor den forklarende variabel har én værdi pr. profil, medens de målte Zn-koncentrationer falder med dybden. Korrelationen er dog også lav for Rt (R²=0,01). For de øvrige parametre er der en forholdsvis stærk korrelation til Zn-indholdet i jorden: dybde (R²=0,53), Pt (R²=0,83), Kt (R²=0,61), Mgt (R²=0,77), humus (R²=0,88) og ler (R²=0,65) (figur 4). Der er en stærk kovarians mellem nogle af parametrene, specielt Pt og humus (R²=0,70, P<E-3), Kt og Pt (R²=0,54, P=0,007), Mgt og Pt (R²=0,54, P=0,006) og humus og ler (R²=0,78, P<E-3). Den bedste lineære model (RSE=13, R²=0,93, p < E-5) omfatter således kun humus og Pt. At fosfor er en god prædikator for Zn-indholdet skyldes formentlig både, at kilderne er de samme (gylle), og at der er ligheder mellem, hvordan stofferne bindes i jorden. Der er desuden set på marker, der primært har fået tilført gylle fra smågrise over en 10-årig periode, og hvor Zn-indholdet i gyllen ift. fosfor derfor er sammenlig-

neligt. Udbringning af gylle med medicinsk zink er siden 2017 blevet reguleret, til dels efter fosfor, og er pt. under udfasning⁴. Denne regulering har dog ikke nået at influere på disse resultater.

Resultaterne skal ikke ses som udgangspunkt for opstilling af en model til forudsigelse af jordkoncentrationer pba. Jordbundsparametre. En sådan model er opstillet for dyrkningsjord i (Larsen m.fl., 1996) pba. et større og mere repræsentativt datasæt. Det kan dog ud fra resultaterne her forventes, at en (bedre) statistisk model vil kunne opstilles, hvis der foretages en undersøgelse, omfattende et større antal parametre, specielt JB, perkolation, afgrøde, fosfor, humus og akkumuleret zink tilførsel. Resultaterne fra de intensivt undersøgte marker har den begrænsning, at der kun indgår tre marker, og zinkindholdet forventes at variere med dybden, både pga. forskelle i jordbundsforhold og fordi zinkindholdet i stor udstrækning stammer fra zink tilført ved jordoverfladen, og koncentrationen derfor falder med dybden. Det kan dog bemærkes, at den bedste lineære model som nævnt ikke indeholder dybden, men humus og fosfor. Dette resultat kan primært bruges til at målrette en fremtidig videreudvikling i de anvendte modeller, der i øjeblikket ikke direkte inkluderer humus og fosfor.



Figur 4. Sammenhæng mellem fundne koncentrationer af Zn i jord og jordens indhold (%) af humus, ler og fosfor på de tre detaljeret undersøgte marker (prøver fra alle dybder). Der er som beskrevet i teksten en betydelig kovarians mellem nogle af parametrene, specielt Pt og humus, der begge falder med dybden.

4.2 Planter

Planteprov er indsamlet ved høst som puljede stikprøver fra en transekt på hver mark. For kornafgrøder er der indsamlet prøver af både kerne og halm. Fundne indhold af Zn og Cu i kerne og stængel er vist i tabel 3 og forholdet mellem indholdet i kerne og stængel for hvede og byg på figur 10. Som det fremgår, er der ikke nogen entydig relation mellem koncentrationer i kerne og stængel (hvede $p = 0,26$; byg $p = 0,83$).

⁴ <https://husdyrvejledning.mst.dk/vejledning-til-bekendtgoerelserne/husdyrgoednings-bekendtgoerelsen/11-anvendelse-af-husdyrgoedning-mv/#37>

<https://laegemiddelstyrelsen.dk/da/nyheder/2016/udfasning-af-zinkoxid-til-smaagrise/>

Tabel 3. Koncentrationer af Zn og Cu (mg / kg TS) i planteprov (stængel og kerne).

| Plante | Plantedel | Antal prøver | Zn | Cu |
|-----------|----------------------|--------------|-------|------|
| byg | stængel | 26 | 22,04 | 2,28 |
| hvede | stængel | 13 | 20,78 | 2,03 |
| raps | stængel | 6 | 11,39 | 1,76 |
| kartoffel | hel kartoffel plante | 1 | 38,44 | 5,93 |
| havre | Stængel | 1 | 40,59 | 2,26 |
| rajgræs | stængel | 4 | 19,44 | 2,06 |
| byg | Kerner | 26 | 31,85 | 3,86 |
| hvede | Kerner | 14 | 28,47 | 3,21 |
| raps | Kerner | 6 | 31,34 | 3,55 |
| havre | krner | 1 | 36,14 | 3,30 |
| rajgræs | kerner | 4 | 33,49 | 4,05 |

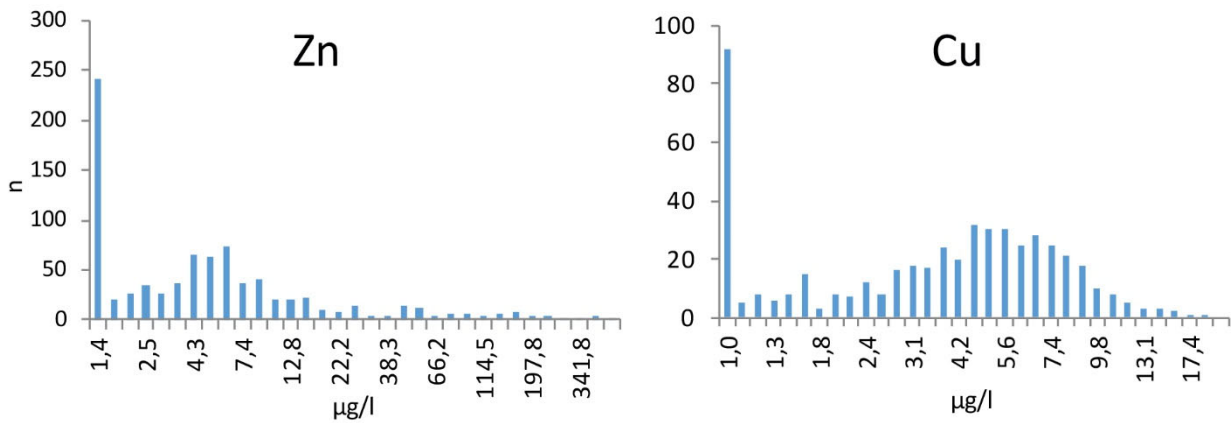
4.3 Jordvand

Det har af praktiske grunde kun været muligt at skaffe prøver jordvand fra en enkelt stationsmark i landovervågningsprogrammet. Marken er på sandet jord, primært gødet med svinegylle, men ikke primært gylle fra smågrise. Der er indsamlet og analyseret 8 vandprøver fordelt på forår og efterår 2018. De fundne koncentrationer ligger på $18 \pm 4 \mu\text{g l}^{-1}$. Dette er konsistent med det fundne gennemsnitsniveau i dræn på marken ved ejendom 3 ($21 \mu\text{g l}^{-1}$, se tabel 5), der er den mest sandede af de tre undersøgte marker med dræn.

4.4 Vand fra dræn og vandløb

Der er foretaget intensiv måling i tre drænedede områder (marker), hvor drænvand kan udtages fra tilgængelige samlebrønde. Markerne er udvalgt for at afspejle den største mulige variation i jordbundsforhold og afgrøde, og der er udvalgt marker, der har modtaget gylle fra smågrise for alle (eller de fleste) år inden for seneste 10-års periode. Drænvand er udtaget med autosampler (ISCO), så der opsamles prøver, der repræsenterer et flow-vægtet gennemsnit for en 14 dages periode. I forbindelse med tømning af prøvetagerne er der (i den udstrækning, der har været vand i drænene) udtaget drænvand fra et større antal brønde (12), hvor de udtagne vandprøver er analyseret som punktprøver. Der er ved den sidste prøvetagning udtaget prøver fra de vandløb, hvor drænene udmunder. Prøverne er udtaget opstrøms og nedstrøms drænudløbene. De to vandløb, hvor der er udtaget prøver, er karakteriseret ved, at udløbene fra drænene sker forholdsvis langt oppe i vandløbene, således at der kun er et begrænset antal andre landbrugskilder opstrøms.

Der er fra autosamplerne opsamlet i alt 850 prøver, der alle er analyseret for zink og kobber. Indholdet var 317 prøver under detektionsgrænsen for Zn, 224 for Cu. Fordelingen af de målte koncentrationer er vist på figur 5. De målte koncentrationer kan sammenholdes med den tilladte maksimumkoncentrationen for zink på $6,9 \mu\text{g l}^{-1}$ ($8,4 \mu\text{g l}^{-1}$ fratrukket det estimerede baggrundsniveau for zink i ferskvand på $1,5 \mu\text{g l}^{-1}$ (Bak og Larsen, 2014)), og tilsvarende for kobber, hvor den tilladte maksimumkoncentration er $1,34 \mu\text{g l}^{-1}$ ($2,0 \mu\text{g l}^{-1}$ fratrukket baggrund på $0,66 \mu\text{g l}^{-1}$).



Figur 5. Fordeling af målte koncentrationer af Zn og Cu i drænvand.

Tidsserier for de fundne koncentrationer af zink i drænvand er vist på figur 6 sammen med dagsnedbør og beregnet vandbalance på marken. Afgrøder og gødningsudbringning på de tre marker i 2016 og 2017 har været:

Ejendom 2, 2017: Vårbyg, 35 ton ha⁻¹ smågrisegylle udbragt ca. 5. april.

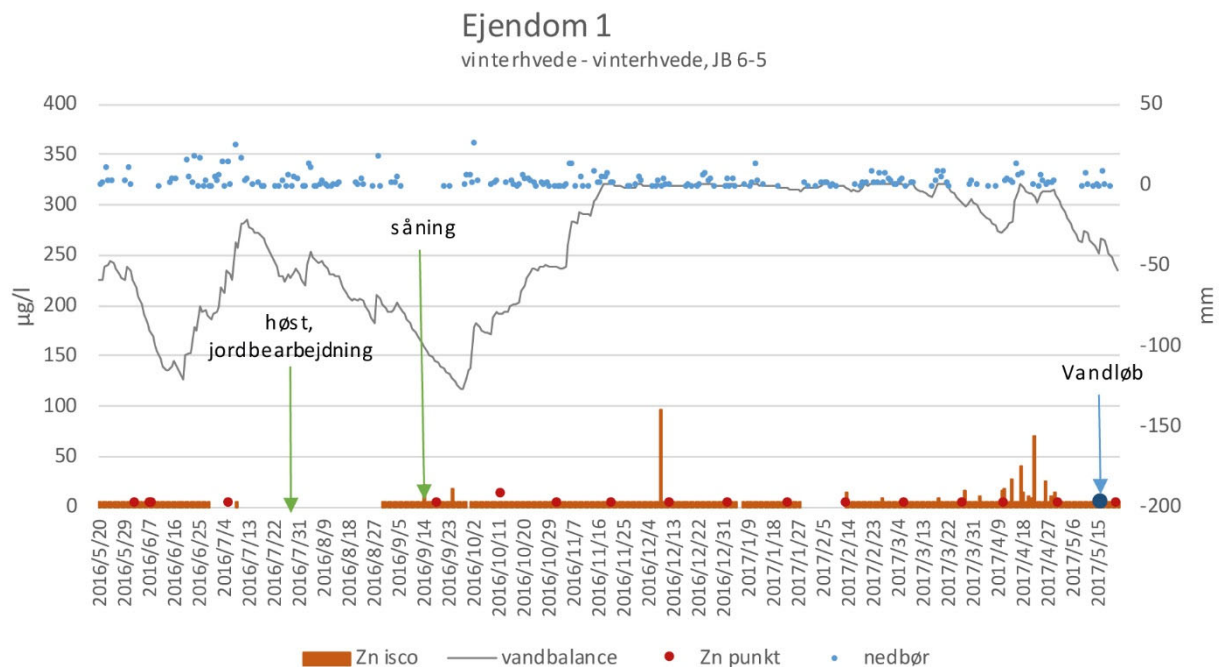
Ejendom 2, 2016: vårbyg, 35 ton ha⁻¹ smågrisegylle udbragt ca. 5. april.

Ejendom 1, 2017: Vinterhvede, 30 ton ha⁻¹ smågrisegylle udbragt d. 10. april.

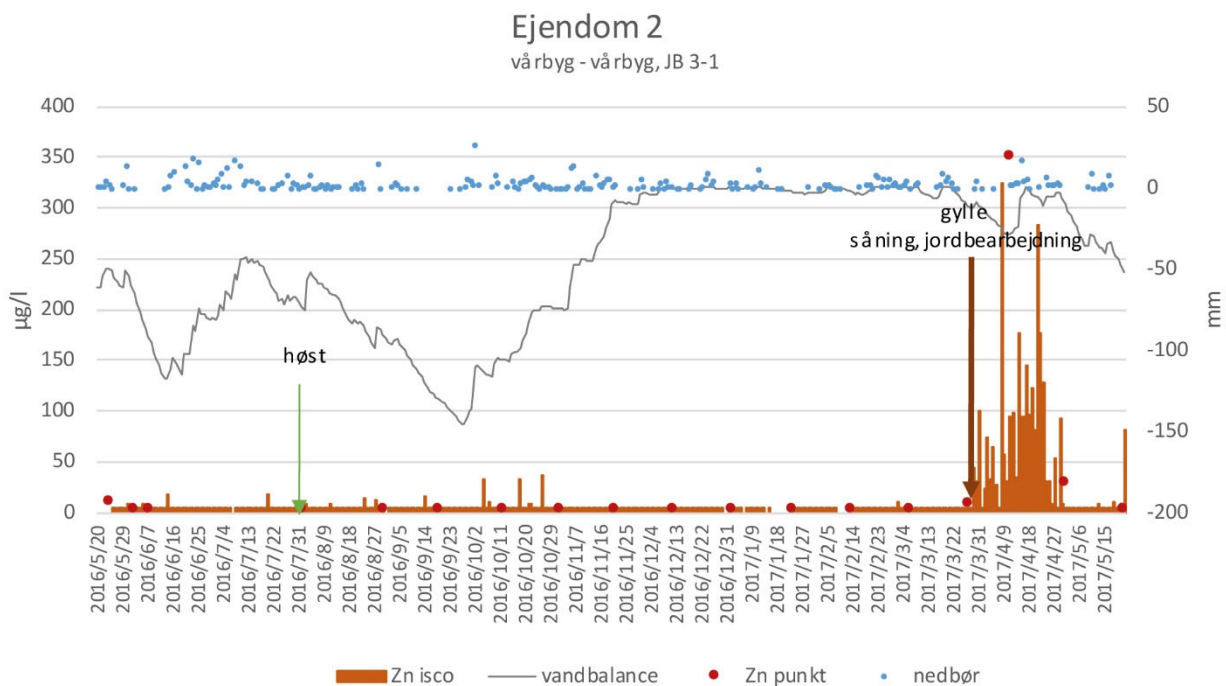
Ejendom 1, 2016: Vinterhvede, 40 ton ha⁻¹ smågrisegylle udbragt d. 1. april.

Ejendom 3, 2017: vinterhvede, 25 ton ha⁻¹ søgylle udbragt d. 20. april

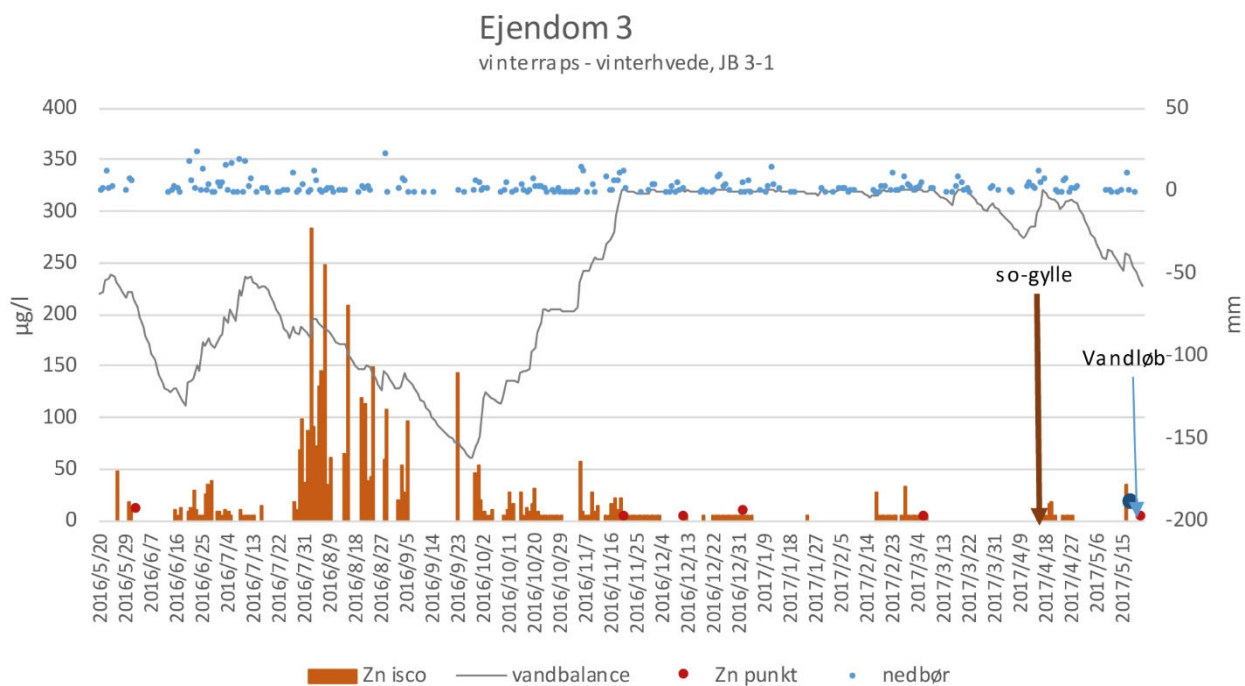
Ejendom 3, 2016: vinterraps 21 ton ha⁻¹ smågrisegylle udbragt d. 5. april.



Figur 6a. Koncentrationer af Zn ($\mu\text{g l}^{-1}$) i drænvand målt på kontinuert (isco) opsamlede prøver og i punktprøver udtaget på stationsmarken v. ejendom 1. Figuren viser desuden dagsnedbør og beregnet vandbalance på marken.



Figur 6b. Koncentrationer af Zn ($\mu\text{g l}^{-1}$) i drænvand målt på kontinuert (isco) opsamlede prøver og i punktprøver udtaget på stationsmarken v. ejendom 2. Figuren viser desuden dagsnedbør og beregnet vandbalance på marken.



Figur 6c. Koncentrationer af Zn ($\mu\text{g l}^{-1}$) i drænvand målt på kontinuert (isco) opsamlede prøver og i punktprøver udtaget på stationsmarken v. ejendom 3. Figuren viser desuden dagsnedbør og beregnet vandbalance på marken.

Der er foretaget både opsamling af dagsprøver (Zn koncentrationen er vist med orange søjler på figur 6) og manuelt udtaget vandprøver ved skift af prøveflasker i autosamlerne hver 14. dag (punktprøver vist med rød). Ved sidste skift af flasker i isco-samlerne (medio maj) er der desuden indsamlet vandløbsprøver opstrøms og nedstrøms drænvandsudløbet. Det er tydeligt, at punktmålingerne ikke formår at 'fange' perioderne med høje koncentrationer.

ner, og målinger med høj tidslig opløsning er nødvendige for at afspejle udvaskningen. Det samme er tilfældet med vandløbsmålingerne, der, som det fremgår, er taget i en periode, hvor koncentrationen har været forholdsvis lav i både dræn og vandløb. Den højeste koncentration er vist på figur 6. Det er imidlertid ikke muligt på baggrund af målingerne at konkludere, om der har været en påvirkning af koncentrationerne i vandløbet fra tilførslen af drænvand fra stationsmarkerne. Dels er koncentrationerne lave (1,4 og 1,2 $\mu\text{g l}^{-1}$ ved ejendom 1 samt 4,2 og 17,4 $\mu\text{g l}^{-1}$ ved ejendom 3), dels er den fundne koncentration ved ejendom 3 højest opstrøms stationsmarken.

Målingerne viser for alle tre marker forholdsvis konsistent lave koncentrationer den største del af året, specielt i vinterperioden. Der er imidlertid perioder af nogle ugers varighed med højere koncentrationer. Disse episoder kan findes efter udbringning af gylle og / eller jordbearbejdning, mest udtalt på stationen ved ejendom 2. Det kan bemærkes, at den udbragte gylle ved ejendom 3 er so-gylle med lavere zinkindhold, og der er væsentlige usikkerheder ved målingerne, idet der var meget lidt vand i perioden, og autosampleren derfor kørte dårligt. Jordbunden ved ejendom 1 forventes at kunne tilbageholde mere zink end jordbunden ejendom 2, hvilket måske kan være en del af forklaringen på forskellen i niveau af den puls, der ses efter udbringning. Der kan ved ejendom 3 også ses en periode med forhøjede koncentrationer startende ved høst (31. juli) 2016. En tilsvarende forøgelse ses ikke på de to øvrige stationer. Autosampleren ved ejendom 1 har dog ikke kunnet opsamle vand i perioden umiddelbart efter høst. Det er vanskeligt på det foreliggende grundlag at skelne betydningen af gylleudbringning fra betydningen af jordbearbejdning, men begge faktorer ser ud til at kunne medvirke til en puls af udvaskning, og den observerede udvaskning er konsistent lav i perioder, hvor der ikke har været udbragt gylle eller foretaget jordbearbejdning.

De fundne drænvandskoncentrationer er for alle tre marker i perioder høje ift. korttidskravet (den tilladte maksimumskoncentration) i vand på 6,9 $\mu\text{g l}^{-1}$. Det kan dog ikke konkluderes med sikkerhed, at udledningen har medført overskridelser, fordi vandføringen i dræn og vandløb ikke er målt. Betragtes de målte koncentrationsforløb (figur 6) kan det ses, at tilførslen med dræn kan have medført overskridelser i vandløbet, hvis fortyndingsfaktoren fra dræn til vandløb er under 30 (i størrelsesordenen).

En fortyndingsfaktor på 10 anvendes som tommelfingerregel ved punktkilder (Boutrup m.fl., 2015). Dette er imidlertid en tommelfingerregel, og drænudløb kan ikke direkte sammenlignes med andre punktkilder. En fortynding på 10 gange svarer til, at enkeltmålinger i drænvand kan være problematiske, såfremt de overstiger koncentrationer på henholdsvis 69,0 og 13,4 $\mu\text{g l}^{-1}$ for zink og kobber. Som det fremgår af figur 5 er det en mindre del af det samlede antal målinger, som ligger over disse koncentrationer; flest for kobber. Det tidsmæssige forløb, der kan ses på figur 6a og 6c, viser imidlertid, at der i perioder med jordbearbejdning og / eller gylleudbringer gennem en måned eller mere måles koncentrationer, som overstiger korttidskriteriet med op til en faktor 50. En simpel oplandsanalyse for de oplande, hvor vandløbsmålingerne er foretaget, giver en fortyndingsfaktor af størrelsesorden 20 for det enkelte drænudløb. Dertil kommer, at det er sandsynligt, at der vil være et tidsmæssig sammenfald i udvaskning fra flere marker i oplandet. Der udbringes i begge oplande svinegylle på omkring 40 % af arealet (tabel 4). Det er dermed sandsynligt, at der forekommer overskridelser af korttidskravet i oplandene. Dette er dog ikke vist i vandløbsmålingerne, der som det fremgår ikke har "ramt" en periode med høje koncentrationer i drænene.

Tabel 4. Areal af mark med drænmålinger ift. samlet oplandsareal, samt andel af dyrket land og land, der modtager svinegylle i oplandene.

| | Dyrket i opland % | Svinegylle i opland % |
|-----------|-------------------|-----------------------|
| Ejendom 1 | 72,8 | 37,5 |
| Ejendom 3 | 62,4 | 40,9 |

4.5 Gylle

Der er fra de fire ejendomme udtaget prøver fra 6 gylletanke med gylle fra smågrise. Prøverne er udtaget i forbindelse med gylleudbringning, hvor der i forvejen omrøres i tanken. De fundne resultater er vist i tabel 5 og sammenholdt med resultater fra undersøgelsen ”belysning af kobber- og zinkindholdet i jord” i 2015 (Bak m.fl., 2015). De fundne resultater i dette studie er højere end for undersøgelsen i 2015. Forskellen er dog ikke signifikant ($P=0,69$), hvilket primært skyldes den meget store varians på prøverne udtaget i dette studie. Variansen kan muligvis skyldes, at prøverne er udtaget af lodsejerne, og der kan have været variation i metode og omhuen med omrøring før prøvetagning. Der er således usikkerhed omkring kvaliteten af gylleanalyserne i dette studie, og værdierne er derfor ikke brugt som udgangspunkt for balanceregninger (se nedenfor). Grænseværdien for zink i spildevandsslam er til sammenligning $4000 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ts}$ og $1000 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ts}$ for kobber⁵.

Tabel 5. Koncentrationer af Zn og Cu i prøver taget fra gylletanke; dette studie sammenholdt med undersøgelsen ”belysning af kobber- og zinkindholdet i jord” i 2015 (Bak m.fl., 2015).

| Mg $\text{kg}^{-1} \text{ ts}$ | n | Zn | stdev | Cu | stdev |
|--------------------------------|----|------|-------|------|-------|
| Dette studie | 6 | 7916 | 8991 | 1922 | 2570 |
| 2015 | 11 | 2629 | 1927 | 563 | 352 |

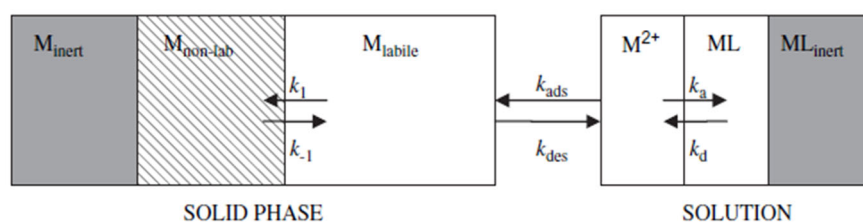
⁵ Grænserne vedr. kobber og zink er i Bek. 1001 af 27. juni 2018 (slambekendgørelsen) ikke fastsat efter fosfor, så sammenligning kan afhænge af fosforindholdet i den udbragte slam.

5. Modelberegninger

Modelberegninger har været essentielle i tidligere undersøgelser af metalindholdet i jord, fordi puljestørrelserne er meget store ift. de årlige fluxe (tilførsel, fjernelse v. høst, udvaskning, immobilisering / ældning)

I forhold til de forholdsvis simple modeller anvendt i undersøgelsen i 2014 – '15 ("belysning af kobber- og zinkindholdet i jord" (Bak m.fl., 2015)) har det været vurderet, at der er behov for et lidt mere detaljeret modelværktøj, der bl.a. (bedre) kan beskrive sammenhængene mellem forskellige metalfraktioner i jord og jordvand (figur 7), og som omfatter flere jordlag og transport i makroporer.

Figur 7. Sammenhængene mellem forskellige metalfraktioner i jord og jordvand. M^{2+} angiver frie metal ioner, ML kompleks bundet metal (Degryse m.fl., 2009).



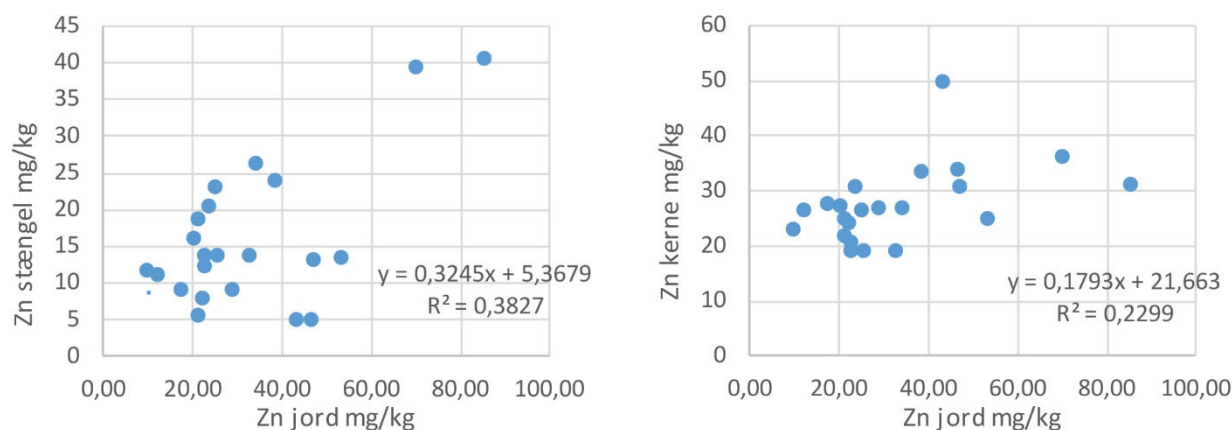
Som beskrevet i afsnittet om dræn og vandløb ovenfor ser det imidlertid ud til, at episoder med forhøjede koncentrationer og transport er forbundet med begivenheder som gylleudbringning og anden jordbearbejdning. Udvasningen under disse episoder forventes at være styret af en række faktorer som ud- og nedbringningsmetode for gyllen, arten af jordbearbejdning mv., som der ikke er tilstrækkeligt data for i det gennemførte studie. Der er endvidere ikke gode eksisterende modeller til at beskrive disse faktoreres betydning for udvasningen. Der er derfor ikke opstillet eller valideret modeller for disse episoder i dette projekt. Der vil være behov for et mere detaljeret studie, hvor de relevante data for gødningsudbringning og jordbearbejdning kan kombineres med drænvandsdata for de forventede episoder på et større antal marker, hvis en sådan model skal etableres.

Det er derfor valgt udelukkende at inddrage hollandske data for planteoptag for at videreudvikle modellen anvendt i tidligere projekter (Bak m.fl., 2015). Der eksisterer i Holland et stort antal sammenhørende målte værdier for koncentrationer i jord og planter for forskellige jordbundsforhold og afgrøder, og der er i forskellige projekter opstillet simple modeller for sammenhæng mellem afgrøde, jordbund og planteoptag (de Vries m.fl., 2004 de Vries m.fl., 2005, Reinds m.fl., 2006). Waageningen Universitet, der er partner i det her rapporterede case-studie, har medvirket til afprøvning af de udviklede, hollandske modeller på data fra case-studiet.

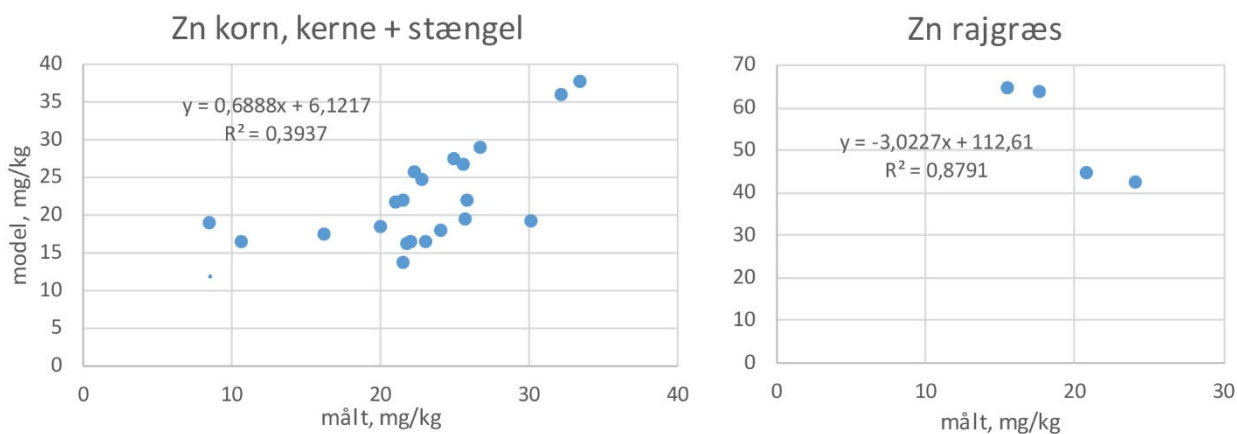
5.1 Model for planteoptag baseret på hollandske data

Den anvendte hollandske model for planteindhold er kort beskrevet i bilag 1. Der er ikke hollandske data for raps, og blandt de afgrøderne på markerne i case-studiet er der dermed kun datagrundlag / mulighed for at teste modellen for korn og rajgræs (tabel 3). Sammenligning mellem modelberegnet og målt planteindhold er illustreret i figur 8. Modellen for græs kan, som det fremgår, ikke anvendes for rajgræs. Den beregnede middelkoncentration af

Zn i korn (kerne + stængel) er for de målte data $21,8 \text{ mg kg}^{-1}$ og beregnet $22,8 \text{ mg kg}^{-1}$. Forskellen er 4 % og ikke signifikant ($P=0,40$). Korrelationen er fin i betragtning af, at der er anvendt jordbundsdata fra landsdækkende datasæt. Det forventes, at en del af afvigelserne mellem måling og model skyldes den forholdsvis grove opløsning af jordbundskortet (se figur 1). De målte data viser ikke nogen tendens til relativt fald i optag ved høje jordkoncentrationer, hvilket er en indikation på, at den anvendte lineære model dækker det interval af koncentrationer, vi finder i dansk landbrugsjord. Til sammenligning viser figur 9 de målte koncentrationer i kerne og stængel sammenholdt med målte jordkoncentrationer.



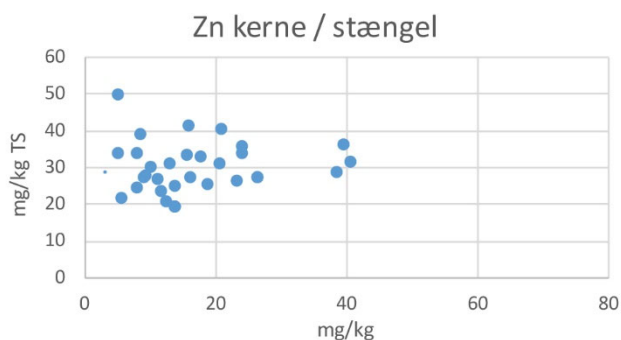
Figur 8. Målt og modelberegnet indhold i korn (kerne og stængel) og i rajgræs



Figur 9. Målt Zn indhold i kerne og stængel for korn sammenholdt med jordkoncentration.

Den anvendte hollandske model er som beskrevet en simpel empirisk model mellem afgrøde, jordbund og planteoptag, hvor planteoptaget for korn er for det samlede optag / indhold i kerne og stængel. Det er undersøgt, om modellen også kan bruges for indholdet i kerne og / eller stængel separat, men dette er ikke fundet muligt. Som illustreret i figur 10 er der ikke i de målte data nogen entydig sammenhæng mellem indholdet af Zn i kerne og stængel for de enkelte prøver / marker, og det har ikke pba. litteratur eller anden viden været muligt at opstille en model for fordelingen af Zn mellem kerne og stængel.

Figur 10. Sammenhæng mellem koncentrationer af Zn i kerne og stængel for hvede og byg.



5.2 Massebalance for stationsmarker

Der er foretaget en simpel massebalanceberegning for de tre stationsmarker med det udviklede modelsystem (tabel 6 viser en balance for ét år). Der er i beregningen gengivet i tabel 6 anvendt den gennemsnitlige tilførsel af zink med svinegylle set over 10 år. Optag er beregnet ved anvendelse af den i denne rapport beskrevne model baseret på hollandske data (bilag 1). Ældningsprocessen, dvs. overførsel af en del af zink-puljen til en inaktiv fraktion (figur 7) er parameteriseret baseret på tidligere undersøgelser (Bak m.fl., 2015), hvor processen blev kalibreret på basis af tidsseriedata.

Koncentrationer i dræn er som årgennemsnit nogenlunde konsistent (i størrelsesordenen) med modelberegning baseret på jordkoncentrationer i nederste jordlag. Det har dog ikke været muligt at foretage en egentlig validering af beregningerne, dels fordi der som nævnt er en del målinger under detektionsgrænsen og manglende målinger, specielt for ejendom 1, dels fordi målinger med høje koncentrationer primært findes i perioder med negativ vandbalance, hvor modelberegning af perkolationen er forholdsvis upræcis (Blicher-Mathiesen m.fl., 2013). At den beregnede vandbalance er negativ er dog ikke ensbetydende med, at der ikke kan måles vand i dræne, idet der vil være afstrømning i forbindelse med nedbør pga. heterogenitet i jorden, makroporer mv. Problemerne ift. vandmiljøet ser imidlertid på kort sigt som beskrevet ovenfor ud til mest at være risiko for overskridelse af korttidsgrænserne i vandløb i perioder / episoder med høje koncentrationer i det afstrømmende vand. Dette er ikke dækket af det eksisterende modelsystem.

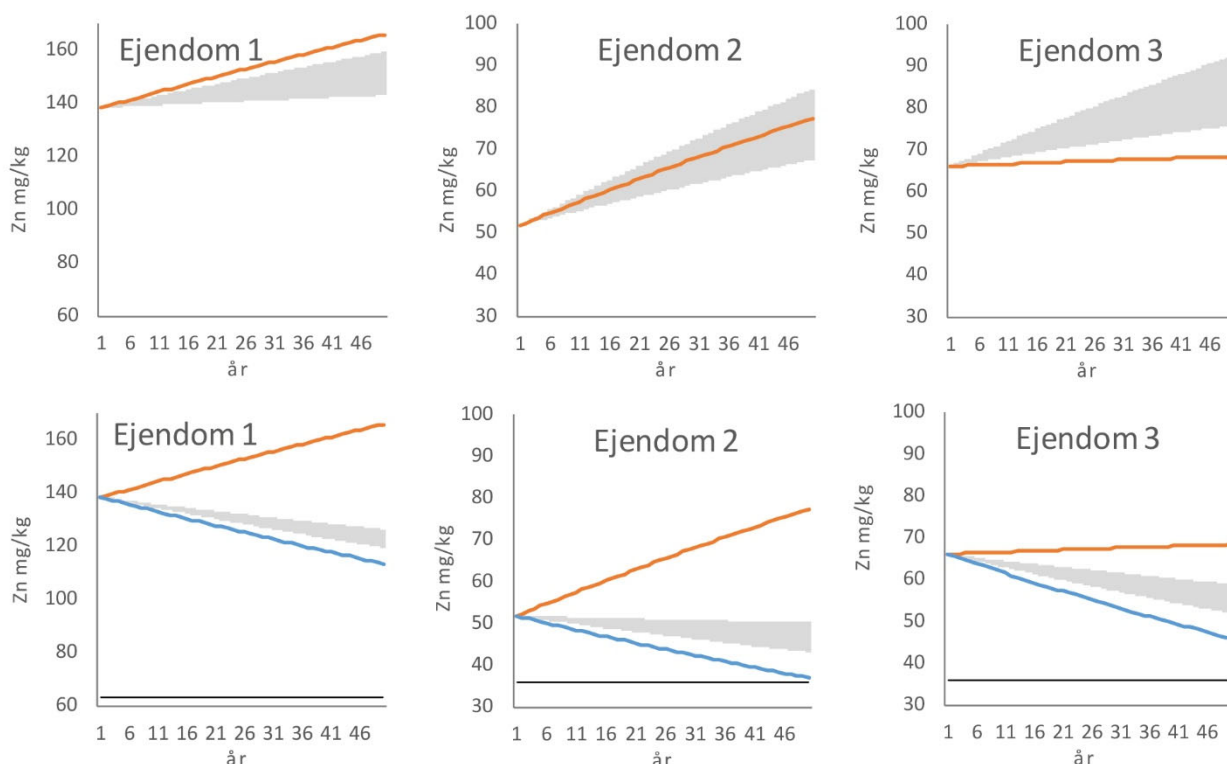
Tabel 5. Massebalance for de tre stationsmarker, nu-situation. Udvaskning fra bunden af forskellige lag gennem jordsøjlen, ældning og akkumulering er baseret på modelberegning.

| | Zn pulje | Tilf.gylle (10 års snit) | Zn dræn | Perko- lation | Høst | Udvask. 25 cm | Udvask. 75 cm | Ældning 25 cm | Akk. jord 25 cm | Høst | Udvask 25 cm | Akk. 25 cm |
|-----------|------------------------|--|--------------------|------------------|------|--|------------------|------------------|--------------------|------|-----------------|---------------|
| | kg Zn ha ⁻¹ | g Zn ha ⁻¹ år ⁻¹ | µg l ⁻¹ | mm | | g Zn ha ⁻¹ år ⁻¹ | | | | % | | |
| Ejendom 1 | 1045 | 3759 (4041) | 5 | 405 | 529 | 239 | 44 | 1104 | 2123 | 13 | 5,9 | 53 |
| Ejendom 2 | 392 | 4594 (3009) | 14 | 316 | 400 | 292 | 30 | 413 | 1904 | 13 | 9,7 | 63 |
| Ejendom 3 | 415 | 620 (1716) | 21 | 480 | 469 | 566 | 102 | 527 | 179 | 27 | 33 | 10 |

Data for jordbund mm. for de tre intensivt undersøgte marker er gengivet i tabel 2, medens tilført zink med gylle for det undersøgte år og jordens totale zinkpulje på de tre marker er gengivet i tabel 5. Marken ved ejendom 2 får den største tilførsel ift. jordens pulje (8 %), medens den relative tilførsel ved ejendom 1 og ejendom 3 er 3-4 %. Marken ved ejendom 1 er mest leret med fin sandblandet lerjord i øverste jordlag, medens markerne ved ejendom 2 og

ejendom 3 har fin lerblandet sandjord i øverste jordlag (to øverste for ejendom 2) og grovsand i dybere lag. pH (reaktionstal) og fosfortal er højest ved ejendom 1, der også har højest humus %. Disse værdier er lavest ved ejendom 3. De fundne forskelle i andelen af den tilførte zink, der fjernes ved høst og udvaskning, skyldes primært de nævnte forskelle i jordbund. Forskelle i udvaskning skyldes primært forskel i jordbundstekstur og perkolation og i mindre omfang forskel i pH⁶. Den relative andel, der fjernes ved høst og udvaskning er konsistent med tidligere studier (Bak m.fl., 2015, Monteiro m.fl., 2010), når der tages højde for den forholdsvis høje tilførsel på de tre marker, der indgår i denne undersøgelse.

Ud over den ovenfor præsenterede balance for ét år, er der foretaget scenarieberegninger for udviklingen i jordkoncentrationer over 50 år for de intensivt undersøgte marker. Der er regnet på scenarier, hvor tilførslen af zink fortsætter på et niveau svarende til gennemsnittet for de sidste 10 år på marken, samt på scenarier med forskellige krav til zinkindhold i foder og P tilførsel til marken (70 eller 100 mg Zn FE⁻¹, 25, 30 og 35 kg P ha⁻¹) hhv. med og uden anvendelse af medicinsk zink. Tilførslen for disse scenarier er bergnet på baggrund af (SEGES, 2017). Der er desuden beregnet et scenario uden tilførsel af zink med gylle. Resultater fra beregningen er vist på figur 11 og i tabel 6.



Figur 11. Beregnet udvikling i jordkoncentrationer (øverste 25 cm) af zink for de tre intensivt undersøgte marker. Kurven med orange farve viser koncentrationsudviklingen, hvis tilførslen af zink fortsætter på et niveau svarende til gennemsnittet for de sidste 10 år på marken. Det grå bånd viser den beregnede koncentrationsudvikling ved forskellige kombinationer af krav til zinkindhold i foder og P tilførsel til marken (70 eller 100 mg Zn FE⁻¹, 25, 30 og 35 kg P ha⁻¹) hhv. med og uden anvendelse af medicinsk zink. Den blå linje viser udviklingen uden tilførsel af zink med gylle. De stiplede sorte linjer angiver nul-effektniveauer for jord.

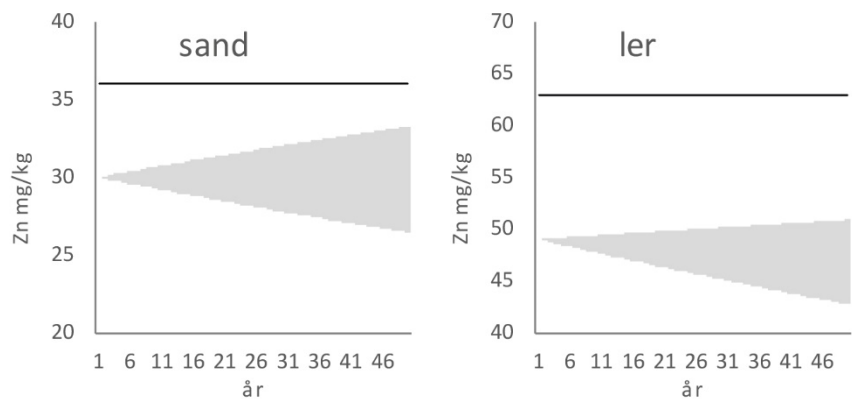
⁶ Beregnet fra reaktionstal baseret på (Bak m.fl., 2015)

Tabel 6. Årlig akkumulering og beregnet jordkoncentration efter hhv. 30 og 50 års tilførsel af zink på de tre intensivt undersøgte marker (øverste 25 cm), hvor tilførslen reguleres efter indhold af zink i foder og P tilførsel til marken (70 eller 100 mg Zn FE⁻¹, 25, 30 og 35 kg P ha⁻¹) uden anvendelse af medicinsk zink.

| | | kg P ha ⁻¹ | - | 25 | 30 | 35 | 25 | 30 | 35 |
|--------------|--|------------------------|-------|-------|------|-------|-------|-------|----|
| | | mg Zn FE ⁻¹ | 0 | 100 | 100 | 100 | 70 | 70 | 70 |
| Akkumulering | ejendom 1 | -1918 | -1210 | -1068 | -927 | -1460 | -1368 | -1277 | |
| | g Zn ha ⁻¹ år ⁻¹ ejendom 2 | -1105 | -397 | -255 | -114 | -647 | -556 | -464 | |
| | år 0 ejendom 3 | -1531 | -823 | -682 | -540 | -1073 | -982 | -890 | |
| Kons. år 30 | ejendom 1 | 123 | 128 | 130 | 131 | 126 | 127 | 128 | |
| | mg kg ⁻¹ ejendom 2 | 42 | 48 | 50 | 51 | 46 | 47 | 48 | |
| | ejendom 3 | 53 | 59 | 60 | 61 | 57 | 58 | 58 | |
| Kons. år 50 | ejendom 1 | 113 | 122 | 124 | 126 | 119 | 120 | 121 | |
| | mg kg ⁻¹ ejendom 2 | 37 | 46 | 48 | 50 | 43 | 44 | 45 | |
| | ejendom 3 | 46 | 55 | 57 | 59 | 52 | 53 | 54 | |

Zn-koncentrationen i de tre marker ligger i udgangspunkt langt over nul-effekt niveauet for zink i jord, og en fortsat tilførsel af zink på niveau med gennemsnittet af tilførslerne de seneste 10 år vil for alle markerne betyde en væsentlig fremtidig stigning i jordkoncentrationer. Mindst for marken ved ejendom 3, der har modtaget mindst gylle, og hvor en del af den udbragte gylle har været so-gylle. En regulering med forskellige kombinationer af krav til zinkindhold i foder og P tilførsel til marken (70 eller 100 mg Zn FE⁻¹, 25, 30 og 35 kg P ha⁻¹) vil ikke entydigt give en forbedring for alle undersøgte marker, hvis anvendelsen af medicinsk zink fortsætter. Hvis medicinsk zink udfases som forventet, kan der forventes et gradvist fald i jordkoncentrationer, men koncentrationerne for de undersøgte marker vil dog stadig efter 50 år overskride nul-effekt niveauet. Hvis tilførslen af zink til markerne helt stoppes vil niveauet på én mark (ved ejendom 2) over 50 år nærme sig nul-effekt niveauet.

De undersøgte marker har som beskrevet modtaget gylle fra smågrise, der har modtaget medicinsk zink i en længere årrække (> 10 år). Markerne har derfor som udgangspunkt et højt zinkindhold, hvilket afspejles i de beregnede koncentrationsudviklinger. For at illustrere, hvordan en mere almindelig koncentrationsudvikling ville være for de belyste scenarier med begrænsning på indhold i foder og udbringning reguleret efter fosfor, er der foretaget en beregning af den forventede koncentrationsudvikling for markerne ved ejendom 2 og ejendom 1 (sand- og lerjord) med et udgangspunkt, hvor koncentrationerne på markerne svarer til medianværdier for undersøgte marker med udbringning af svinegylle i den tidligere undersøgelse i 2015 (Bak m.fl., 2015) Denne beregning er illustreret på figur 12.



Figur 12. Beregnet koncentrationsudvikling for markerne ved ejendom 2 og ejendom 1 (sand- og lerjord) hvis koncentrationerne på markerne som udgangspunkt havde svaret til medianværdier for undersøgte marker med udbringning af svinegylle i den tidligere undersøgelse i 2015 (Bak m.fl., 2015). Det grå bånd viser den beregnede koncentrationsudvikling ved forskellige kombinationer af krav til zinkindhold i foder og P tilførsel til marken (70 eller 100 mg Zn FE⁻¹, 25, 30 og 35 kg P ha⁻¹)

Som det ses, er der i dette tilfælde nogle af de beregnede scenarier, der vil lede til fremtidige stigninger i koncentrationer

6. Diskussion

Dette studie bygger, som beskrevet i indledningen oven på et sæt af tidligere undersøgelser, der har vist, at akkumulering af zink og kobber er et problem på landbrugsarealer, der modtager svinegylle. Problemet for zink har været størst for arealer, der modtager gylle fra smågrise, fordi medicinsk anvendelse af zink har givet meget høje koncentrationer i gyllen. Nul-effekt niveauet af zink for jord er allerede overskredet for en væsentlig del af dette areal, og en fortsættelse af den hidtidige praksis forventedes at føre til en yderligere stigning i arealet med overskridelser. En planlagt udfasning af anvendelsen af medicinsk zink kan forventes at reducere mængden af zink, der udbringes med gylle, med omkring en tredjedel. Der vil fortsat kunne forventes en stigning i arealet med overskridelse af nul-effekt niveauet for jord, men udviklingen for arealer, der modtager gylle fra smågrise vil kunne forventes at komme til at ligne udviklingen for arealer, der modtager gylle fra slagtesvin eller søer. En regulering af den tilladte mængde zink pr FE, der reelt reducerer den samlede mængde zink i gylle, må forventes at reducere akkumuleringen af zink i jord og stigningen i arealer, der overskrider nul-effekt niveauet. Denne betragtning forudsætter, at begrænsningerne vil medføre en reduceret anvendelse af zink på ejendomme, der i dag ligger over grænsen, og at begrænsningen ikke vil medføre større anvendelse på andre ejendomme. Det er vanskeligere at vurdere, om en regulering af udbringning efter P vil have en betydning. Reguleringen vil medføre en omfordeling af gyllen, men forholdene på de enkelte marker ift. akkumulering og udvaskning er meget forskellige. Det er dog ikke urealistisk at antage, at en del omfordeling vil være til marker, der i nu-situationen vil have en negativ trend i zink indhold, og der dermed vil være en positiv effekt af en sådan regulering; specielt hvis det samlede forbrug samtidig reduceres jf ovenstående.

Der er også væsentlige problemer med zink og kobber i vandmiljøet. Et overslag baseret på en beregnet udvaskning fra landbrugsjord til vandmiljøet tyder på, at denne tilførsel er af samme størrelsesorden som tilførslen fra punktkilder (se kapitel 2). Andelen må forventes at være større i oplande med stor udbringning af gylle og forventes at stige ved fortsat akkumulering af zink og kobber i jord. Det tidsmæssige forløb af udvaskningen set over et år har været dårligt kendt og eventuelle problemer ift. overskridelse af maksimumkoncentrationen og det generelle miljøkvalitetskrav for vand har dermed ikke kunne belyses.

Der er foretaget beregninger af den fremtidige udvikling af zinkkoncentrationer i jord for tre intensivt undersøgte marker. Beregningen viser, at der selv ved et totalt stop for udbringning af zink på disse marker, hvor der har været en stor akkumulering, vil gå en lang årrække før jordkoncentrationerne nærmer sig nul-effekt niveauet.

Det kan bemærkes, at en reduktion af zinkindhold som beregnet i nogle scenarier ikke kan forventes at medføre zinkmangel. Generelt forventes der ved gødningsplanlægning ikke at være behov for at tilføre zink til landbrugsafgrøder i Danmark, og mangel på zink forventes primært at kunne findes på grovsandede jorder og/eller på jord med højt indhold af organisk stof. Et zinktal på mellem 1 og 3 anses for normalt (SEGES, 2017 b). På en jord med 5 % ler og 2 % humus svarer dette til en total koncentration af zink på 21 – 24

mg kg⁻¹ (Bak m.fl., 2015), der kan sammenholdes med de beregnede værdier præsenteret på figur 11 og 12

Studiet har bidraget med en yderligere underbygning af det modelapparat, der blev anvendt ved tidligere undersøgelser i 2014-15 (Bak m.fl., 2015) og en forbedring af delmodellen for planteoptag, så dette modelapparat bedre vil kunne anvendes til konsekvensberegning af mulige tiltag til regulering af anvendelsen af zink eller udbringning af gylle. Der vil dog fortsat kunne være behov for en bedre beskrivelse af betydningen af jordens indhold af fosfor og humus for opbygning af jordkoncentrationer af zink.

Studiet har desuden givet væsentlig ny viden vedr. det tidsmæssige forløb af koncentrationer af zink i drænvand efter udbringning af gylle med et (relativt højt) indhold af zink, samt efter høst og omlægning af afgrøde. De fundne koncentrationer af zink og kobber i drænvand overskrider for i perioder maksimumkoncentrationerne for zink og kobber i vandløb i en grad, så udledningen kan forventes at have medført overskridelser af miljøkvalitetskravene i vandløbene. Det har ikke været muligt at foretage modelberegninger til belysning af denne problemstilling, idet der vil kræves et andet modelsystem med højere tidsmæssig opløsning.

I nedenstående gives på baggrund af de fundne resultater en kort diskussion af nogle af de konkrete spørgsmål, der er ønsket belyst ved undersøgelsen.

Er der nogen afgrøder eller efterafgrøder, som har særlig stor optagelse af zink og evt. andre metaller, og er der forskelle i risikoen for tab af zink til vandmiljøet på forskellige jordtyper?

Målingerne i drænen tyder på en øget risiko for udvaskning efter udbringning og måske jordbearbejdning, og de hollandske data for zinkkoncentrationer i landbrugsafgrøder viser, at de højeste koncentrationer findes i græs. Hvis dette kombineres med de øvrige sammenhænge med jord og nedbør / perkolations, kan det forventes, at de arealer, hvor risikoen for udvaskning vil være mindst, vil være permanente eller sjældent omlagte græsarealer på jorder med stort indhold af humus og ler og med lille nedbørsoverskud.

Det er muligt, at risikoen for udvaskning kan reduceres, hvis udbringningen af svinegylle fordeles på flere, mindre udbringninger, men dette vil skulle undersøges nærmere. Det har ikke været muligt at inddrage egentlige kalkjorder i undersøgelsen, men disse udgør kun en lille del af den danske dyrkningsjord. Det vurderes imidlertid, at kalkning af jorden, så pH holdes på et forholdsvis højt niveau, vil kunne reducere udvaskningen. Der er derimod kun et meget begrænset areal ca. 8300 ha) med egentlige kalkjorder.

Er det miljømæssigt bedre, at gylle fra smågrise isoleres og udbringes på arealer med lille risiko for udvaskning til vandmiljøet?

Det har ikke på baggrund af dette studie været muligt at identificere arealer, hvor store mængder zink (eller kobber) i svinegylle kan udbringes uden risiko for udvaskning. En sådan udbringning vil desuden, jf. undersøgelsen i 2015 (Bak m.fl., 2015), kunne føre til opbygning af problematiske jordkoncentrationer.

Er der et niveau for tilførsel af zink fra husdyrgødningen, som vurderes miljømæssigt uproblematisk opdelt i forskellige jordtyper, afgrøder osv., således at en afsætning og anvendelse af gylle med zink op til dette niveau entydigt vil være en fordel miljømæssigt?

Som et underspørgsmål hertil har det været ønsket belyst, om det vil være en miljømæssig fordel at blande gylle fra smågrise med højt zinkindhold med andre gylletyper. Relevansen af dette spørgsmål er, som beskrevet i indledningen, reduceret, fordi der på EU-niveau er besluttet en udfasning af brugen af medicinsk zink.

Modelberegninger foretaget ved undersøgelsen i 2015 (Bak m.fl., 2015) viste, at der er en andel af marker, hvor der forventes faldende zinkkoncentrationer i jorden ved fortsættelse af den aktuelle landbrugspraksis. Det samme gør sig gældende for kobber, men for et mindre antal marker. De beregnede fald skyldes en kombination af jordbund, nedbørsoverskud mm., der begrænser udvaskningen og en begrænset (under gennemsnitlig) tilførsel af metal i gylle på disse marker. Ved det her rapporterede casestudie blev der fundet samme niveau for optag som ved den tidligere undersøgelse. Datagrundlaget er for lille til en egentlig validering af udvaskningsberegningerne, men niveauet vurderes at være rigtig, når der ved beregning af udvaskningen til dræn tages udgangspunkt i koncentrationerne i det nederste jordlag. De hidtidige udvaskningsberegninger har ikke inkluderet øget transport ved fx udbringning, som der er set i dette studie. Betydningen heraf har dog ikke kunnet kvantificeres nøjagtigt, idet perkolationen varierer meget over året og episoderne med høje koncentrationer er fundet i tidsperioder med forventet lav perkolation. Set ift. jordkoncentrationerne må det således forventes, at der kan findes arealer, hvor en (mindre) forøgelse af udbringningen vil være miljømæssigt uproblematisk, og at det opstillede modelapparat kan anvendes til at identificere disse arealer. Den her anvendte model er sat op for 4 jordlag og kan dermed både anvendes til beregning af jordkoncentrationer i alle jordlag og udvaskning fra det underste jordlag.

Når hensynet til vandmiljøet inddrages, er svaret, at der ikke på baggrund af den her rapporterede undersøgelse kan fastlægges et uproblematisk niveau for tilførsel med gylle. De foretagne målinger i dræn viser koncentrationer, der i perioder overskrider miljækvalitetskravene for maksimumkoncentrationer af zink (og kobber) for vandløb i en grad, hvor det må forventes, at grænserne i vandløb kan overskrides, selvom der antages en væsentlig fortynding. Fortyndingen er som beskrevet usikker og vil være oplandsafhængig og afhænge af den samlede udbringning af svinegylle i oplandet, samt andre oplandskarakteristika som arealanvendelse, jordbund, nedbørsoverskud mm. Dette har ikke kunnet belyses gennem denne undersøgelse, men vil kræve en undersøgelse, hvor vandløbsmålinger sammenholdes med oplandsberegninger for forskellige typer af oplande, hvor det er muligt at foretage udvaskningsberegninger for et større antal ejendomme.

Case-studiets resultater sat i relation til, den besluttede udfasning af anvendelse af medicinsk zink til smågrise

Case-studiets fokus på bedrifter med produktion af smågrise og anvendelse af medicinsk zink betyder, at de fundne koncentrationsniveauer, stofstrømme mv. ikke kan forventes at være repræsentative for en fremtidig situation, hvor der er sket en regulering - og igangsat en udfasning af anvendelsen af medicinsk zink. De foretagne modelberegninger viser imidlertid, at der selv ved et fuldstændig ophør med tilførsel af zink med gylle på de undersøgte marker

vil gå en betragtelig årrække, før jordkoncentrationerne vil nærme sig nul-effekt niveauet.

7. Konklusioner

- Undersøgelsen understøtter konklusionerne fra tidligere undersøgelser i 2015, der viste, at anvendelse af zink og kobber i svineproduktionen har medført en væsentlig påvirkning af jordkoncentrationer på de marker, hvor der udbringes gylle.
- Undersøgelsen underbygger endvidere anvendeligheden af det modelapparat, der blev anvendt ved tidligere undersøgelser 2015 og der er sket en forbedring af delmodellen for planteoptag.
- Der er ift. tidligere studier fundet et større koncentrationsfald ned gennem jordhorisonten.
- Jordkoncentrationerne afhænger, ud over af den tilførte mængde af metal i gyllen, af jordbund, nedbørsoverskud (perkolation) og afgrøde.
- Baseret på den mere detaljerede jordundersøgelse er der desuden fundet en væsentlig positiv korrelation mellem jordens indhold af fosfor og humus og zinkkoncentrationen, som der bør tages højde for ved en fremtidig videreudvikling af modelapparatet.
- Koncentrationerne af zink og kobber i drænvand er i en del af målingerne højere end miljøkvalitetskravet defineret som maksimumkoncentrationen for hhv. zink og kobber i vandløb i en grad, så udledningen kan forventes at medføre overskridelser i vandløbene, selvom der er en væsentlig usikkerhed ift. fortyndingen fra dræn til vandløb. Der er ikke målt en påvirkning af vandløbskoncentrationer, hvilket sandsynligvis skyldes, at de få vandløbsmålinger er foretaget på et tidspunkt, hvor drænkonzentrationerne har været lave.
- De højeste værdier i drænvand er fundet i perioder umiddelbart efter jordbearbejdning og / eller udbringning af gylle på de undersøgte marker.
- Fortyndingen vil være oplandsafhængig og afhænge af den samlede udbringning af svinegylle i oplandet, samt andre oplandskarakteristika som arealanvendelse, jordbund, nedbørsoverskud mm., hvilket ikke har kunnet belyses i denne undersøgelse.

8. Referencer

Audet, J. Martinsen, L., Hasler, B., de Jonge, H., Karydi, E., Ovesen, N.B., Kronvang, B, 2014, Comparison of sampling methodologies for nutrient monitoring in streams: uncertainties, costs and implications for mitigation, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 18, 4721–4731, 2014.

Bak, J.L., Jensen, J. & Larsen, M.M. 2015. Belysning af kobber- og zinkindholdet i jord, indhold og udvikling i kvadratnettet og måling på udvalgte brugstyper. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 72 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 159, <http://dce2.au.dk/pub/SR159.pdf>

Bak, J. & Larsen, M.M. 2014: Baggrunds niveau for barium, zink, kobber, nikkel og vanadium i fersk- og havvand. Fagligt notat fra DCE, 9/12, 2014 .

Birch, H., Sharma, A.K., Vezzano, L., Lützhøft, H-C.H., Mikkelsen, P.S., 2013, Velocity Dependent Passive Sampling for Monitoring of Micropollutants in Dynamic Stormwater Discharges, *Environ. Sci. Technol.* 2013, 47, 12958–12965

Blicher-Mathiesen, G., Mejlhede, P., Pedersen, L.E., Grant, R. & Olsen, B.Ø. 2010: Oplandsmodellering af vand og kvælstof i umættet zone for oplandet til Oddebæk. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 90 s. –Faglig rapport fra DMU nr. 740. <http://www.dmu.dk/Pub/FR740.pdf>

Boutrup, S., Holm, A.G., Bjerring, R., Johansson, L.S., Strand, J., Thorling, L., Brüsch, W., Ernstsen, V., Ellermann, T. & Bossi, R. 2015. Miljøfremmede stoffer og metaller i vandmiljøet. NOVANA. Tilstand og udvikling 2004-2012. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 242 s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 142, <http://dce2.au.dk/pub/SR142.pdf>

Degryse, F., Smolders, E., Parker, D.R., 2009, Partitioning of metals (Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn) in soils: concepts, methodologies, prediction and applications – a review, *European Journal of Soil Science*, August 2009, 60, 590–612

de Vries W., Römkens, P.F.A.M., Voogd, J.C.H., (2004): Prediction of the long term accumulation and leaching of zinc in Dutch agricultural soils: a risk assessment, study Wageningen, Alterra, Alterra-report 1030.

de Vries W, Schütze G, Lofts S, Tipping E, Meili, M., Römkens, P.F.A.M. and Groenenberg, J.E .2005., Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury. Background document to a Mapping Manual on Critical Loads of cadmium, lead and mercury, Wageningen, Alterra, Alterra Report 1104: 143 pp.

Gräber, I., Hansen, J.F., Olesen, S.E.; Petersen, J., Østergaard, H.S.; Krogh, L. (2005): Accumulation of Copper and Zinc in Danish Agricultural Soils in Intensive Pig Production Areas, *Geografisk Tidsskrift*, 105(2) 15-21, 2005.

Hansen, J.F., Olesen, S.E., Gräber, I., Petersen, J., Østergaard, H.S., Poulsen, H.D. (2005): Grøn viden – Markbrug nr. 315. Anvendelse af kobber og zink i svineproduktion og akkumulering i jorden. Danmarks Jordbrugsforskning.

Jensen, J., Bak, J., Larsen, M.M. (1996): Tungmetaller i danske jorder, TEMA-rapport fra DMU, 1996/4, ISBN 87-7772-253-3.

Jensen, J., Bak, J.L. 2018. Zink og kobber i vandmiljøet. Kilder, forekomst og den miljømæssige betydning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 263 <http://dce2.au.dk/pub/SR263.pdf>

Monteiro, S.C., Lofts, S., Boxall, A.B.A., 2010, Pre-Assessment of Environmental Impact of Zinc and Copper Used in Animal Nutrition, Scientific / Technical Report submitted to EFSA

Reinds, G.J., J.E. Groenenberg & W. de Vries, 2006. Critical Loads of copper, nickel, zinc, arsenic, chromium and selenium for terrestrial ecosystems at a European scale. A preliminary assessment. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1355.

Rozemeier, J., Van der Velde, Y., De Jonge, H., Van Geer, F., Broers, H-P., Bierkens, M., 2009, Application and Evaluation of a New Passive Sampler for Measuring Average Solute Concentrations in a Catchment Scale Water Quality Monitoring Study, 2010, Environ. Sci. Technol. 2010, 44, 1353–1359

SEGES, 2017 a, Omkostninger ved fastsættelse af zinklofter med udgangspunkt i nuværende zinkudskillelse og ved forskellige lofter for fosfortilførsel

SEGES, 2017 b, Jordbundsanalyser - hvad gemmer sig bag tallene?

Tybirk, P., Sloth, M.S., Jørgensen, L., 2015, Normer for næringsstoffer, SEGES http://www.vsp.lf.dk/~media/Files/PDF%20-%20Viden/Normer_folder/Normer%20for%20naeringsstoffer_20%20udgave%202015.pdf

VKM (2014): Zinc and copper in pig and poultry production – fate and effects in the food chain and the environment. Vitenskapskomiteen for mattrygghet, Norge. ISBN. 978-82-8259-093-8.

Bilag 1. Zn-optag baseret på hollandske data

Table b1. Zn-koncentrationer i forskellige afgrøder baseret på hollandske data

| Soil | Lime status | Median Zn concentration (mg kg ⁻¹ dry matter) | | | | |
|-------|----------------|--|----------|---------|---------|------------|
| | | Grass | Maize | Wheat | Potato | Sugar beet |
| Sand | Non-Calcareous | 71 | 40 | 31 | 18 | 53 |
| | Calcareous | 38 | 25 | 25 | 12 | 11 |
| Clay | Non-calcareous | 34 | 22 | 35 | 11 | 15 |
| | Calcareous | 28 | 17 | 30 | 8.9 | 8.5 |
| Loess | - | 50 | 29 | 34 | 14 | 32 |
| Peat | - | 56 | 58 | 38 | 19 | 32 |
| All | - | 58 | 34 | 32 | 16 | 37 |
| Data | | 71 | 59 | 50 | 16 | 87 |
| | | (49-126) | (29-168) | (36-78) | (12-22) | (39-257) |

model

$$Zn_{up} = Y \cdot Zn_p / 1000$$

$$Zn_{up} = \text{Zn uptake rate (g ha}^{-1} \text{ yr}^{-1})$$

$$Y = \text{crop yield (kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1})$$

$$Zn_p = \text{Zn content in the plant or crop (mg kg}^{-1})$$

$$Zn_p = K_{sp} \cdot Zn_{soil, tot}^n$$

$$Zn_p = \text{Zinc concentration in plant (mg kg}^{-1} \text{ dry matter)}$$

$$Zn_{soil, tot} = \text{Total zinc concentration in soil (mg kg}^{-1})$$

$$K_{sp} = \text{Soil plant transfer constant ([mg}^{1-n} \cdot \text{kg}^{n-1}])$$

$$N = \text{coefficient}$$

$$\text{Log } K_{sp} = \alpha_0 + \alpha_1 \cdot \text{pH} - \text{KCl} + \alpha_2 \cdot \text{log(OM)} + \alpha_3 \cdot \text{log(clay)}$$

Table b2. Coefficients.

| Crop | α_0 | α_1 | α_2 | α_3 | n | R2 | se-yest |
|--------------------------|------------|------------|------------|------------|------|------|---------|
| Grass | 2.29 | -0.13 | -0.06 | -0.35 | 0.33 | 0.20 | 0.14 |
| Maize | 0.90 | -0.10 | 0.28 | -0.62 | 0.90 | 0.64 | 0.09 |
| Wheat-grain ¹ | 1.2 | -0.06 | 0 | 0 | 0.37 | 0.73 | 0.06 |
| Potatoes | 1.11 | -0.08 | 0.12 | -0.38 | 0.45 | 0.50 | 0.07 |
| Sugar beet | 2.61 | -0.38 | -0.46 | -0.6 | 1.17 | 0.63 | 0.15 |

¹ Relationships for wheat were also used for other cereals

[Tom side]

CASE-STUDIE AF HUSDYRBRUG MED FOKUS PÅ ZINK-OMSÆTNINGEN

Rapporten beskriver et case-studie af stofstrømme, akkumulering i jord og udvaskning til vandmiljøet for zink på 4 ejendomme med produktion af smågrise. Formålet med projektet var oprindeligt at belyse problemer som følge af anvendelse af medicinsk zink i svineproduktionen. Under projektet er det besluttet at udfase denne anvendelse, og projektet har dermed primært bidraget til at videreudvikle og validere de anvendte modeller for akkumulering i jord og udvaskning til vandmiljøet. Projektet understøtter dermed tidligere konklusioner om, at også den ikke medicinske anvendelse af zink i svineproduktionen vil føre til fortsat akkumulering i jorden. Som noget nyt viser projektet at udvaskning af zink og transport med drænvand sker i tidsmæssigt afgrænsede perioder, hvor tilførslen til vandløb kan være problematisk ift. overholdelse af korttidskravet for zink.