



POTENTIELLE MILJØEFFEKTER VED ANVENDELSE AF FORSURET GYLLE PÅ LANDBRUGSJORD

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 257

2018



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

POTENTIELLE MILJØEFFEKTER VED ANVENDELSE AF FORSURET GYLLE PÅ LANDBRUGSJORD

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 257

2018

John Jensen¹
Paul Henning Krogh¹
Peter Sørensen²
Søren O. Petersen²

¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

² Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 257
Titel:	Potentielle miljøeffekter ved anvendelse af forsuret gylle på landbrugsjord
Forfattere:	John Jensen ¹ , Paul Henning Krogh ¹ , Peter Sørensen ² og Søren O. Petersen ²
Institution:	Aarhus Universitet, ¹ Institut for Bioscience og ² Institut for Agroøkologi
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Januar 2018
Redaktion afsluttet:	Januar 2018
Faglig kommentering:	Jørgen Eriksen, Morten Strandberg
Kvalitetssikring, DCE:	Poul Nordemann Jensen
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Jensen, J., Krogh, P.H., Sørensen, P. & Petersen, S.O. 2018. Potentielle miljøeffekter ved anvendelse af forsuret gylle på landbrugsjord. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 42 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 257 http://dce2.au.dk/pub/SR257.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	I Danmark forsures 20 % af alt flydende husdyrgødning med svovlsyre forud for udbringning på landbrugsjord, hvilket reducerer potentialet for ammoniakfordampning fra gyllen. Denne rapport belyser eventuelle negative miljømæssige konsekvenser og sideeffekter ved denne praksis. Et mindre og midlertidigt pH fald i jorden som følge af gødskning med forsuret gylle forventes ikke at have de store direkte konsekvenser for den mikrobielle omsætning eller andre jordbundsorganismer. Gylleforsuring kan dog medføre en øget mobilitet af fosfor i gyllen, og dermed øget risiko for fosfortab. Udvaskning af overskydende svovl kan desuden påvirke mobiliteten af fosfor hvis sulfat reduceres og binder jern, og derved mobiliserer fosfatforbindelser. Viden om den kvantitative betydning af disse processer er dog begrænset. For en række metaller, specielt nikkel og zink, kan der ligeledes forventes en øget mobilitet ved faldende pH. Modelberegninger tyder på en tredobling og fordobling af nikkel og zink i jordvæsken ved et fald i jordens pH på 0,5. Effekterne vil dog bl.a. afhænge af jordens bufferkapacitet. Endelig konkluderes det, at den nødvendige ekstra brug af kalk på marker gødet med forsuret husdyrgødning vil øge tilførslen af tungmetaller. Det vil dog umiddelbart kun være målbart for cadmium.
Emneord:	Forsuret gylle, fosforudvaskning, tungmetaller, jordbundsorganismer
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Fotograf: Peter Sørensen
ISBN:	978-87-7156-307-8
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	42
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR257.pdf

Indhold

Sammenfatning	5
Summary	6
1 Introduktion	7
2 Påvirkning af N-omsætningen	9
2.1 Rumlig fordeling af gylle	9
2.2 Jordens nedbryderaktivitet	10
3 Påvirkning af jordbundsdyr	15
3.1 Direkte påvirkning af jordbundsdyr fra sur gylle	15
3.2 Indirekte påvirkning af jordbundsdyr fra sur gylle	16
4 Mobilisering af tungmetaller	18
4.1 Beregninger af betydningen af små pH fald	19
5 Mobilitet af fosfor i jorden	22
5.1 Svovls betydning for fosformobilisering	23
6 Øget kalkningsbehov	25
7 Konklusioner	27
8 Referencer	29
Bilag 1	34
Notat om anvendelse af gylleforsuring i dansk landbrug	34

[Tom side]

Sammenfatning

Dette mindre screeningsprojekt har til formål, at belyse eventuelle negative miljømæssige konsekvenser og sideeffekter ved anvendelse af svovlsyrebehandlet husdyrgødning på landbrugsjorde i Danmark. I Danmark forsures 20 % af alt flydende husdyrgødning med svovlsyre forud for udbringning på landbrugsjord. Ved forsuring reduceres pH i gyllen til 6,0 eller lavere, hvilket reducerer potentialet for ammoniakfordampning fra gyllen.

Såfremt landmænd som forventet vil sikre, at jordens pH ikke falder markant uden for de anbefalede intervaller, vurderes det overordnet set, at et (midlertidigt) pH fald i jorden som følge af gødskning med forsuret gylle ikke vil have de store direkte konsekvenser for den mikrobielle omsætning eller de andre jordbundsorganismer, der typisk lever i danske landbrugsjorder. Med hensyn til adsorption, mobilitet og eventuel udvaskning, så tyder data på, at selv mindre fald i pH, f.eks. 0,5 enheder, kan have en vis betydning for metaller og fosfor. Det konkluderes, at gylleforsuring medfører en ukendt men dog øget mobilitet af fosfor i gyllen, og dermed øget risiko for fosfortab. Udvasning af overskydende svovl kan desuden påvirke mobiliteten af fosfor hvis sulfat reduceres og binder jern, og derved mobiliserer fosfatforbindelser. Risikoen vil formentlig være størst i vådområder, hvor vandet transporteres igennem en matrice med relativt lang opholdstid og et ofte højt indhold af organisk stof, som fremmer sulfatreduktion. Der er et klart behov for mere viden om den kvantitative betydning af disse processer. For en række metaller, specielt nikkel og zink, kan der ligeledes forventes en øget mobilitet ved faldende pH. Modelberegninger tyder på en tredobling og fordobling af nikkel og zink i jordvæsken ved et fald i pH på 0,5. Zink udgør allerede i dag en vis udfordring i de danske recipienter ift. det gældende miljøkvalitetskrav. Effekterne af et fald i pH vil dog bl.a. afhænge af jordens bufferkapacitet. Endelig konkluderes det, at den nødvendige ekstra brug af kalk på marker gødet med forsuret husdyrgødning vil øge tilførslen af tungmetaller. Generelt vil dette dog være relativt marginalt og næppe problematisk. En undtagelse herfor kan være cadmium, hvor den ekstra tilførsel på husdyrgødede marker kan være målbart.

Summary

This screening project has as its main purpose to elucidate the potential negative consequences and environmental side effects of using acidic treatment of animal slurry used on agricultural soils in Denmark. In Denmark, approximately 20% of all animal slurry (fluid animal waste) is treated with sulfuric acid prior to amendment on arable soils. The acidification of slurry brings down the pH to 6.0 or lower, which reduces the potential for ammonia evaporation from the slurry.

Provided farmers generally maintain the soil pH within the range of the recommended values, it is concluded that a temporary reduction in soil pH resulting from the use of acidified slurry is unlikely to result in significant impact on the microbial activity or soil dwelling invertebrates like earthworms. Regarding adsorption, mobility and potential leaching of metals and phosphorus, data indicates that even a relative limited drop in soil pH of 0.5 units may have a measurable impact. Acidification of the slurry may mobilize phosphorus in the slurry and hence an increase of the phosphorus loss in soils. Leaching of excess sulphur may furthermore increase the risk of increasing the mobility of phosphorus by reducing sulphate and its affinity to iron (Fe) and thereby increase the phosphorus loss from the soil. Predicted risk is highest in wetland areas where the water is transported through a matrix with a relative long retention time and a high organic matter content promoting the sulphate reduction. There is, however, a strong need for more quantitative information on these processes. For a number of metals especially nickel and zinc, higher mobility is predicted if soil pH is reduced. Model calculations indicate three and two times levels of nickel and zinc in the pore water, respectively, if the soil pH is reduced with 0.5 units. The effects are, however, depending on the soil specific buffer capacity. In Denmark, zinc is already today a challenge in the recipients as the environmental quality standards are exceeded in a number of fresh water systems. Finally, the increased use of lime in order to keep the soil pH at optimum for plant production may in overall terms increase the annual load of metals found in lime. In most cases, this is most likely not posing a risk. One exemption could be cadmium where the extra application may be measurable and potentially undesired.

1 Introduktion

Dette mindre screeningsprojekt har til formål, at belyse eventuelle negative miljømæssige konsekvenser og sideeffekter ved anvendelse af svovlsyrebehandlet husdyrgødning på landbrugsjorde i Danmark. Projektet og rapporten er baseret på eksisterende viden og er ikke en tilbundsående analyse af alle problemstillinger, men et forsøg på med hjælp af relativt få nøglestudier, at få belyst om der kan være områder, som bør undersøges nærmere, teoretisk eller praktisk. Rapporten fokuserer på de mulige sideeffekter på den mikrobielle omsætning af kvælstofforbindelser, samt på de andre jordbundsorganismer, der har betydning for en frugtbar landbrugsjord. Desuden belyses betydningen af et eventuelt pH fald på mobiliteten af fosfor og tungmetaller. Endelig vurderes det i hvilket omfang et øget kalkningsbehov vil øge tilførslen af de tungmetaller, der ofte findes i kalkningsmidler.

I Danmark forsures 20 % af alt flydende husdyrgødning med svovlsyre forud for udbringning på landbrugsjord. Ved forsuring reduceres pH i gyllen til 6,0 eller lavere, hvilket reducerer potentialet for ammoniakfordampning fra gyllen. Forsuring af flydende husdyrgødning bidrager derved til en reduktion af ammoniakemissionen fra udbringning og er derfor et lovligt alternativ til nedfældning af flydende husdyrgødning på visse arealer under særlige betingelser som det fremgår af reglerne i husdyrgødningsbekendtgørelsen.

Ved forsuring anvendes med de nuværende teknologier svovlsyre til behandling af gyllen (se Bilag 1 for en mere detaljeret beskrivelse af praksis). Forsuring med svovlsyre kan ændre gyllens fysiske og kemiske egenskaber, såsom viskositet og andel af fosfor på opløst form (Hjorth m.fl., 2015). Disse effekter vil især karakterisere gylle forsuret i stalden, mens der for gylle forsuret lige før eller under udbringningen næppe er mulighed for, at nye fysisk-kemiske ligevægte, eller effekter af mikrobiel aktivitet, manifesterer sig. Gylle forsuret ved udbringning vil derfor have egenskaber, som er mindre forskellige fra ubehandlet gylle end staldforsuret gylle.

Jorden vil ofte med forsuret gylle få tilført en større mængde svovl end planterne kan optage. Overskuddet af svovl afhænger både af mængden af anvendt svovlsyre pr tons gylle (eller pr hektar) samt af afgrødernes svovlbehov. Udvaskning af overskydende svovl kan i teorien påvirke mobiliteten af fosfor i vandige miljøer, hvis sulfatforbindelser reduceres og binder jern, og derved mobiliserer fosfatforbindelser.

Det forventes at øget tilførsel af forsuret gylle til marker vil sænke jordens naturlige pH på længere sigt med mindre dette modsvares af virkemidler som kalkning, hvorfor det forventes at landmændene vil kalke oftere og/eller med større doser. Projektet har derfor til formål dels at undersøge konsekvenserne af korte midlertidige pH fald i jordvæsken dels at undersøge eventuelle sideeffekter af øget kalkning.

Udbragt husdyrgødning er ikke jævnt fordelt i jorden, og derfor er rumlig variation i eksponeringen af jordlevende organismer. Mange jordbundsorganismer som f.eks. regnorme vil aktivt opsøge eventuelle klumper af husdyrgødning da det fungerer som en koncentreret fødekilde. Derfor er det relevant at undersøge ikke bare effekterne af eventuelt gennemsnitligt fald i jordens pH, men også effekterne af pH faldet i selve husdyrgødningen.

Projektet kortlægger påvirkningen af forsuret gylle på forskellige processer og organismer i jordbundsmiljøet samt hvorvidt der findes tilstrækkelig viden på de enkelte delområder samt hvad der skal til for at de eventuelle huller i den aktuelle viden afdækkes.

Rapporten tager blandt andet udgangspunkt i et notat fra landbrugets rådgivningscenter SEGES om anvendelsen af gylleforsuring i dansk landbrug (Hansen og Knudsen 2017), der er vedhæftet denne rapport i Bilag 1. Her fremgår det at landmændene ikke forventes at lade reaktionstallet/pH i deres jorder falde markant mere end normalt eftersom det kan have negative konsekvenser for udbyttet. Marker gødet med forsuret gylle vil derfor formodentlig modtage kalk oftere end ellers, snarere end at pH vil falde markant som følge af at fastholde den tidligere kalkningsfrekvens. Dette er dog et skøn og bygger formodentlig på individuelle forskelle og afhænger blandt andet af den enkelte landmands frekvens til at sende jordprøver til analyse. Normalt vil landmanden kalke, hvis reaktionstallet kommer 0,1-0,3 under det anbefalede interval. Men med mindre at intervallet af markmålinger og kalkning øges kan det forventes at faldet vil være større. Reaktionstal er jordens "reelle" surhedsgrad. Der bindes også hydrogen-ioner til jorden selv, som frigives, når koncentrationen af hydrogen-ioner i jordvæsken falder. Reaktionstallet er derfor et udtryk for jordens reelle indhold af hydrogen-ioner efter at man har tvunget hydrogen-ioner ud vha. calcium-ioner, hvorfor reaktionstallet er lavere end pH værdien. Reaktionstallet er en dansk måleenhed hvorfor der i denne rapport primært referes til pH. Som et formodet realistisk yderpunkt er der i denne rapport arbejdet med et pH fald i jorden på 0,5.

2 Påvirkning af N-omsætningen

Forsuret gylle kan forventes at have et pH på 5,5-6,4 afhængigt af om forsuringen sker i stald eller lager, eller ved udbringning (Hansen og Knudsen, 2017). Jordens pH udtrykkes typisk i form af reaktionstallet, som er pH i jord udrystet i CaCl_2 . SEGES har i en dyrkningsvejledning kategoriseret kalkningsbehovet på basis af reaktionstal, og her anses, afhængigt af jordtypen, reaktionstal på 5,2-5,7 for at være "Lavt", men ikke "Meget lavt". Det svarer til pH-værdier på 5,9-6,4 (Kissel m.fl., 2009). På den baggrund vurderes det, at pH i forsuret gylle ikke udgør en akut risiko for jordlevende organismer eller dyrkbarhed.

Selvom pH-værdien i gylle ikke i sig selv afviger dramatisk fra forholdene i dyrkningsjorden, så kan det lavere pH dog påvirke kemiske ligevægte i gylle og jord i kontakt med gyllen. Det kan påvirke gyllens omsætning i jorden efter udbringning, hvilket diskuteres herunder med fokus på jordens nedbryderaktivitet samt processerne nitrifikation og denitrifikation. Varighed og udbredelse af eventuelle effekter er dog meget afhængig af gyllens fordeling i jorden, og derfor indledes med en kort diskussion af dette.

2.1 Rumlig fordeling af gylle

En miljøvurdering af forsuret gylle må nødvendigvis forholde sig til fordelingen af gylle i jorden, som afgør hvor stor en del af jordvolumenet, der er i kontakt med gyllen. Udbringningsmetoden (i Danmark slangeudlægning eller nedfældning, med eller uden efterfølgende jordbearbejdning) afgør kontakten mellem gylle og jord på udbringningstidspunktet. Nedfældning giver den største koncentration af gylle i jorden, mens slangeudlægning efterfulgt af harvning giver en større grad af kontakt.

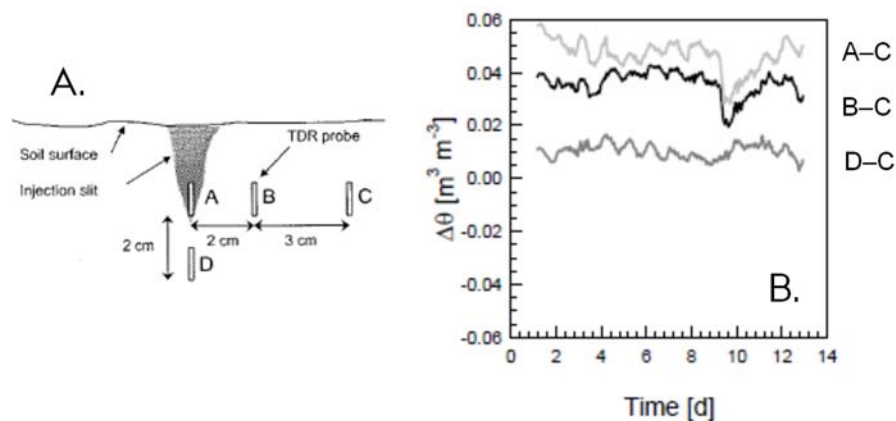
Gyllens infiltration afhænger bl.a. af viskositet. Hjorth m.fl. (2015) fandt, at viskositeten efter staldforsuring var 38% af viskositeten i ubehandlet svinegylle som følge af øget partikel-aggregering. Det er uklart, i hvilket omfang dette påvirker fordelingen af væske i jorden, som er relateret til gyllens organiske tørstofindhold og jordens fugtighed (se herunder). I det nævnte studie var der ikke forskel på indholdet af organisk tørstof (*volatile solids*, VS) imellem ubehandlet og staldforsuret gylle, men en vis hydrolyse af cellulose og hemicellulose, hvis nedbrydningsprodukter antages at være mobile i jorden.

Der sker en delvis separation af tørstof- og væskefraktionen efter gylleudbringning, idet partikulært organisk stof kun i ringe grad kan infiltrere i jorden, og derfor vil der efter udbringningen være en gyllestreng (på eller under jordoverfladen) eller en fordeling af gylleklumper, som tilbageholder en del af gyllens væskefraktion. Derved opstår et miljø, som er domineret af gyllen.

Den væskefraktion, som infiltrerer jorden, vil opnå en god kontakt med jorden og kun lokalt påvirke det kemiske miljø. Her vil omsætningen derfor være domineret af jordens egenskaber, og effekten af forsuring er formentlig begrænset. Jensen (2015a) målte pH i 0-10 mm og 10-35 mm afstand fra kvæg- og svinegylle med og uden forsuring, som var udlagt på tre jordtyper (JB1, JB4 samt kalkrig jord). Der var igennem tre uger ingen effekt af forsuring på jordens pH i 10-35 mm dybde uanset jordtype. Gylleforsuringen fandt dog sted kort tid før forsøgets start, og staldforsuret gylle kan derfor have en lidt anden fordeling.

Petersen m.fl. (2003) fandt, at andelen af væske, som tilbageholdes i gylleklumper, kan beregnes ud fra gyllens organiske tørstofindhold og jordens vandpotentiale. Forsuret gylle var dog ikke blandt de 22 materialer, som blev undersøgt. Det blev endvidere påvist, at gradienterne i vandindhold er tidsmæssigt stabile. Figur 2.1 (venstre) viser forskellene i vandindhold omkring en gyllestreng i en periode på 13 dage; gradienterne i vandindhold blev bevaret også efter nedbør på dag 9.

Figur 2.1. Den rumlige fordeling af væske omkring nedfældet gylle blev undersøgt under markforhold. Små prober blev installeret i positionerne angivet ved A, B, C og D i delfigur A. Delfigur B viser forskellen i vandindhold mellem positionerne A, B og D og referencemålingen i position C. Gradienterne i vandindhold var tidsmæssigt stabile, også efter nedbør. Kilde: Petersen m.fl. (2003).



Denne rumlige fordeling er bl.a. vigtig, fordi den indebærer, at kun en del af jordmiljøet og jordlevende organismer kommer i kontakt med den tilførte gylle. Fordelingen betyder også, at en stor del kvælstofomsætningen vil være koncentreret i jorden nær gylleklumper. Lokalt omkring gylleklumper vil eksponeringen for forsuret gylle derfor være relativt stor, og langt større end hvis en gennemsnitlig koncentration af gylle i jorden beregnes. I forhold til vurdering af effekter af gylleforsuring er det derfor mest relevant at henvise til forsøgsresultater, som repræsenterer jord med en klumpvis fordeling af gylle.

2.2 Jordens nedbryderaktivitet

Sørensen og Eriksen (2009) fandt, at der ikke var forskel på N-frigivelsens tidsmæssige forløb under lagringen, eller på N-tilgængeligheden i ubehandlet og forsuret kvæg- og svinegylle ved efterfølgende tilførsel til jord. Dette indikerer, at nedbrydningen af organisk kvælstof i forsuret gylle ikke påvirkes af behandlingen; dette er i overensstemmelse med resultater med staldforsuring af svinegylle præsenteret af Hjorth m.fl. (2015). Der findes ikke detaljerede studier af N-mineralisering i gyllebehandlet jord, som kan belyse om individuelle trin i nedbrydningsprocessen påvirkes negativt. Fangueiro m.fl. (2015) undersøgte effekter af forsuring, separation og udbringningsmetode på en række enzymaktiviteter, herunder dehydrogenase, β -glucosidase, phosphatase, urease, arginin deaminase og potentiel nitrifikation. For dehydrogenase-aktivitet, som er et mål for respirationsaktivitet, og for potentiel nitrifikation, fandt man en markant forøgelse af aktiviteten med tilførsel af ubehandlet gylle, en forøgelse som helt eller delvist udeblev ved forsuring af gyllen. Det skal dog fremhæves, at aktivitetsniveauet i jord med forsuret gylle aldrig var lavere end i kontroljorden uden gylle, og der var således ikke tale om negative effekter på de undersøgte funktioner, om end det kan have været tilfældet lokalt omkring gylleklumper.

2.2.1 Nitrifikation

Nitrifikation er betegnelsen for en proces i jorden, som omdanner ammoniakkvælstof til nitrat. Det sker typisk i to trin, med nitrit som mellemprodukt:



Det første trin af nitrifikationsprocessen er forsurende, og derfor vil nitrifikation føre til jordforsuring. Jord, som modtager ammoniakholdig gødning, vil derfor have et kalkningsbehov.

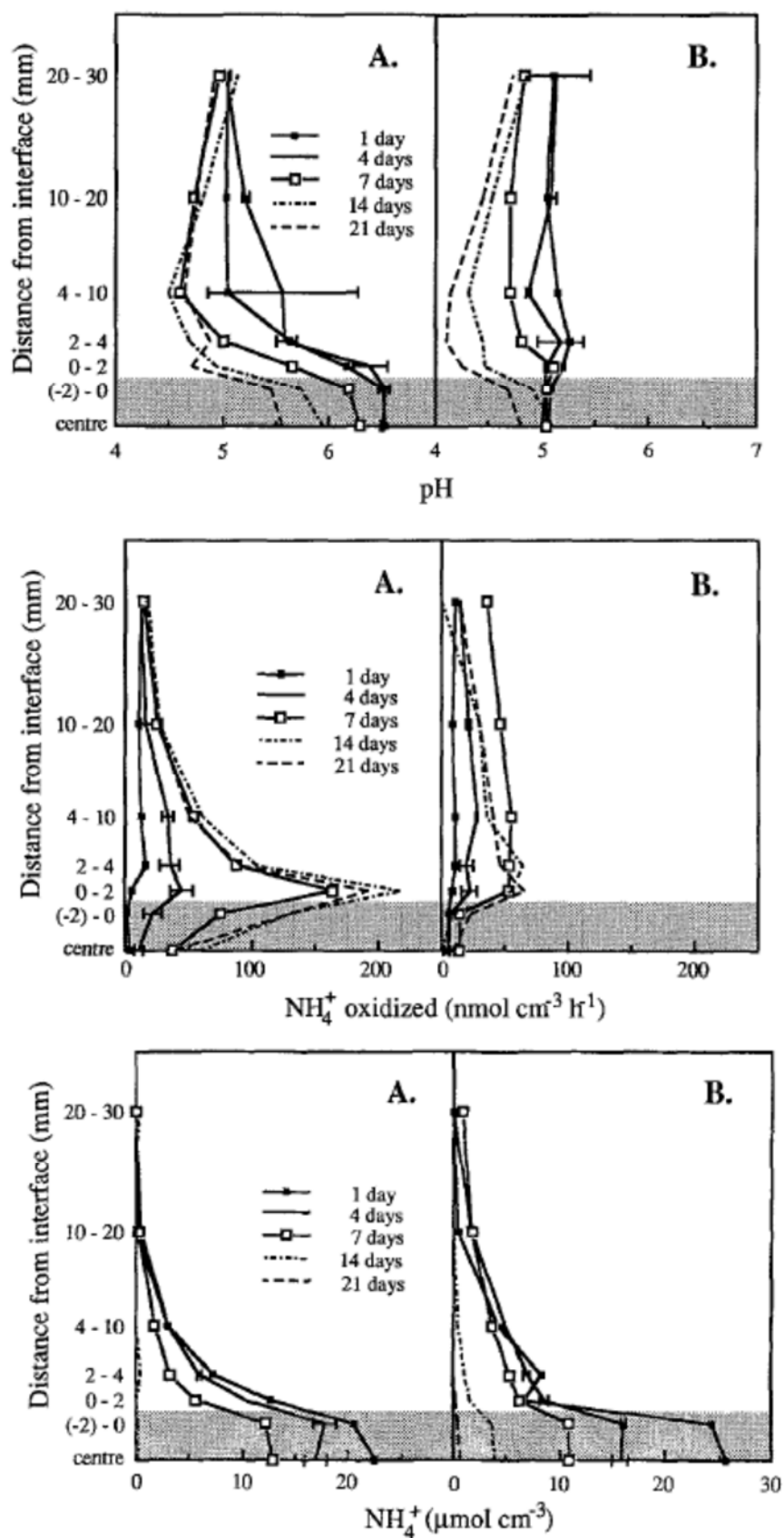
Mikrobiel nedbrydning af organisk stof i gylle fører normalt til ophobning af CO_2 i form af primært HCO_3^- (bicarbonat). Bicarbonat i gylle er en vigtig del af gyllens buffersystem (Sommer og Husted, 1995), men denne ligevægt forskydes efter gylleforsuring mod H_2CO_3 (kulsyre), der i form af CO_2 let afgives til atmosfæren. Resultatet er, at der er mindre bufferkapacitet i den gylle, som tilføres jorden. Det kan have betydning for den efterfølgende omsætning af kvælstof, eftersom nitrifikationsprocessen som nævnt er forsurende.

Figur 2.2 viser udviklingen i pH (øverst), potentiel nitrifikation (midt) og koncentrationen af ammonium (nederst) omkring gylleklumper i et laboratorieforsøg (Petersen m.fl., 1992). I delfigurerne til venstre blev jorden tilført ubehandlet kvæggylle, mens kvæggyllen i delfigurerne til højre var blevet justeret til pH 5,5 med svovlsyre før tilførslen.

I begge behandlinger ses et fald i jordens pH uden for gylleklumpen (skraveret område), som skyldes nitrifikation. Men faldet i pH var mere dramatisk, og tilvæksten i potentiel nitrifikation (mål for antallet af nitrificerende bakterier) var langt mindre, tæt ved gylleklumperne med forsuret gylle. Til gengæld var stimulationen af potentiel nitrifikation større længere væk gylleklumper med forsuret gylle (delplot B nederst). Det kan konkluderes, at den lavere pH-værdi og bufferkapacitet i forsuret gylle hæmmer nitrifikationsprocessen lokalt omkring gylleklumper, men resultatet er at ammonium transporteres længere ud i jorden og omsættes her; overordnet er resultatet dermed en forsinkelse af nitrifikationen.

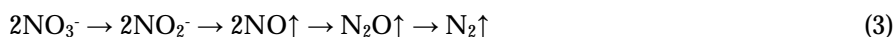
Disse resultater er fornylig blevet bekræftet i forsøg med tre jordtyper (Jensen, 2015a), hvor en forbigående hæmning af den potentielle nitrifikation ligeledes blev observeret i 0-10 mm afstand fra overfladeudbragt gylle, men ingen hæmning i større afstand.

Figur 2.2. Udviklingen i pH (øverst), potentiel nitrifikation (midt) og koncentrationen af ammonium (nederst) omkring gylleklumper i et laboratorieforsøg (Petersen m.fl., 1992). I delfigurerne til venstre blev jorden tilført ubehandlet kvæggylle, mens kvæggyllen i delfigurer til højre var blevet justeret til pH 5,5 med svovlsyre før tilførslen.



2.2.2 Denitrifikation

Denitrifikation er en proces, der omdanner nitrat eller nitrit til gasformige kvælstofforbindelser:



Typisk vil slutproduktet være N_2 (frit kvælstof). Processen udføres primært af mikroorganismer, som er fakultativt heterotrofe, dvs. deres stofskifte er baseret på ilt. I tilfælde af iltbegrænsning kan mikroorganismene udnytte nitrat som en alternativ elektronacceptor. Eftersom iltforbruget i gylleklumper er højt, er der i en periode iltfattige forhold og dermed basis for denitrifikation.

I dyrkningsjord er det fortrinsvis bakterier, som er ansvarlige for denitrifikationsaktiviteten, men det er påvist, at også mange svampe viser denitrifikationsaktivitet (Laughlin og Stevens, 2002). Denitrificerende bakteriers optimale pH er omkring 6, mens svampes denitrifikationsaktivitet mindre følsom over for pH (Herold m.fl., 2012). Forskellene mellem ubehandlet gylle, forsuret gylle og jord med hensyn til pH er så beskedne, at der ikke kan forventes en direkte effekt af pH. Alligevel fandt Petersen m.fl. (1992) i den førnævnte undersøgelse af kvælstofomsætning i og omkring klumper med ubehandlet eller forsuret gylle, en markant hæmning af denitrifikationen i den første uge, se Figur 3. Årsagen var ikke en indirekte effekt af, at nitrifikationen var hæmmet, eftersom tilsætning af ekstra nitrat til jorden ikke havde nogen effekt.

Denne hæmning af denitrifikationsaktivitet stemmer overens med den generelle hæmning af respirationsaktivitet, som blev beskrevet i forrige afsnit. Det indikerer, at hæmningen af denitrificerende bakterier var del af en generel hæmning af mikrobiel aktivitet i forsuret gylle. Efter en uge var denitrifikationsaktiviteten den samme med ubehandlet og forsuret gylle, og hæmningen var altså forbigående.

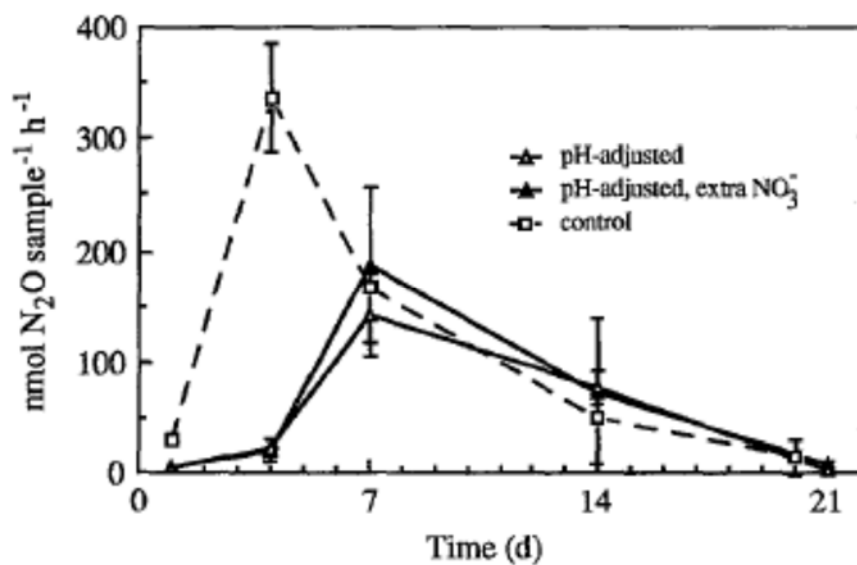
Det vurderes, at effekter af gylleforsuring på denitrifikationsaktiviteten i dyrkningsjord er kortvarig. I praksis vil en hæmning af nedbryderaktivitet i og omkring gylleklumper formentlig betyde, at opløst organisk stof, såsom flygtige fede syrer (Sørensen og Eriksen, 2009), transporteres længere ud i jorden før nedbrydning. Dette svarer således til effekten af lavere viskositet, dog med en anden tidshorizont. Det kan indebære en mindre forsinkelse i omsætningen, men overordnet være uden betydning for omsætning og plantetilgængelighed af kvælstof i gyllen.

2.2.3 Emission af klimagasser

Gylleforsuring reducerer udledningen af metan under opbevaring af gylle (f.eks. Petersen m.fl., 2012), hvilket reducerer landbrugets klimabelastning. Men gylle er en væsentlig kilde til N_2O (lattergas) efter udbringning (Nielsen m.fl., 2016). Lattergas er et frit mellemprodukt i denitrifikationen (se ligning 3), og en kraftig drivhusgas. Omdannelsen af lattergas til frit kvælstof er endvidere følsom overfor lavt pH (Herold m.fl., 2012). Endvidere er lattergas det primære produkt af svampes denitrifikation (Laughlin og Stevens, 2002). Af disse grunde er der et teoretisk potentiale for øget produktion af lattergas i forsuret gylle sammenlignet med ubehandlet gylle, som bør afklares.

I Figur 2.3 blev denitrifikationen målt med en metode, som blokerer omdannelsen af N_2O til N_2 , og N_2O repræsenterede derfor total denitrifikation, ikke lattergasemission. Jensen (2015a) fandt dog ingen signifikante effekter af at forsure kvæg- og svinegylle på lattergasemissionen fra tre forskellige jordtyper under tre ugers inkubation. På baggrund af den foreliggende viden er der således ikke grundlag for at forvente en effekt af gylleforsuring på lattergasemission.

Figur 2.3. Målt N_2O -rate repræsenterende den totale denitrifikation målt over tid i tre forskellige pH-justeret jorder.



3 Påvirkning af jordbundsdyr

3.1 Direkte påvirkning af jordbundsdyr fra sur gylle

Grundet indhold af tørstof og næringsstoffer i gylle, som øger jordens humusindhold og mikrobielle aktivitet, øges antallet af jordbundsdyr, da disse to komponenter er deres føde. Injektion i 10 cm's dybde af 80 m³ kvæggylle ha⁻¹ gav således næsten en fordobling af regnormenes biomasse fra 20 til 37 g m⁻² i en majsmark (Koblenz m.fl., 2015). Andre eksempler, er en 50% øgning af biomassen på niveau med den set på marker med kunstgødning (Murchie m.fl., 2015) og fordobling af antallet i forhold til kontrol uden gødning eller med kunstgødning (Yague m.fl., 2016). Negative effekter er dog også fundet. En årlig tilførsel af 20 tons gylle ha⁻¹ mindskede således antallet af regnorme med 33%, mens biomassen faldt med 13% (Timmerman m.fl., 2006).

Umiddelbart ved tilførsel af gylle kommer regnormene op af jorden endog i store mængder formentlig især pga. ammoniakindholdet samt andre hudirriterende stoffer. Men dette momentane tab anses for forbigående og gylle er først og fremmest gavnligt for ormene som gennemgået ovenfor (Curry, 2004). Der sås også forskydninger i arts sammensætningen så eksempelvis den epigæiske skovregnorm, *Lumbricus rubellus*, og lang orm, *Aporrectodea longa*, faldt i antal, mens andre endogæiske orme trives med gylle (Andersen, 1980; Hansen og Engelstad, 1999).

Til sammenligning med gylle kan selv efterårsnedfældning af 56 kg ammoniak (NH₃-N) ha⁻¹ være helt uskadeligt eller endda gavnligt for regnorme (Deibert og Utter, 1994).

Et pH på 5,5-6,4 i forsuret gylle vil i sig selv ikke påvirke regnorme, men indholdet af organiske syrer og uorganiske salte inkl. ammonium kan stadig bidrage til en cocktail af hæmmende og toksiske stoffer (Sørensen og Eriksen, 2009; Fangueiro m.fl., 2015). Det lavere ammoniakindhold ved forsuring vil mindske toksiciteten og et indhold på under 500 mg ammoniak kg⁻¹ hønsemøg og beriget kompost anses for at være uskadeligt (Edwards og Bohlen, 1996; Decker m.fl., 2000). Regnorme reagerer dog på lavere ammoniakkoncentrationer, idet det er vist at 70 mg ammoniak L⁻¹ kan afholde dem fra at lave gange op til jordoverfalden (Trout og Johnson, 1989).

Ved test af regnormen *Eisenia fetida* udsat for salmiak var der en 50%'s dødelighed ved 200 mg salmiak (NH₄Cl) kg⁻¹ jord (Yearley m.fl., 1995) og den tilsvarende giftighed var oppe på 1,5 g salmiak pr. kg blanding af kompost og møg (Hughes m.fl., 2008). Ved en formindskelse af andelen af ammoniak pga. optagelse af H⁺ til ammonium ved sænkning af pH vil toksiciteten kunne falde. Men man ved ikke om den tilsvarende øgede ammonium blot overtager det toksiske bidrag. Med et forventet fald på 0,5 pH enheder i den forsurede gylle vil ammoniakindholdet reduceres med 2/3 ifølge Körner m.fl. (2001):

$$Ka = \frac{[NH_3][H^+]}{[NH_4^+]}, \quad pKa = \frac{0.09108 + 2729.92}{273.2 + T}, \quad NH_3\% = \frac{100}{1 + 10^{pKa - pH}}$$

Det konkluderes, at gyllens giftighed især skyldes ammoniak og ammonium og med et beskedent fald på 0,5 pH enheder fra forsuring ændres de giftige

egenskaber ikke. Gylle har på trods af eventuelle akutte giftvirkninger på udbringningstidspunktet langt overvejende positive effekter på regnorme.

3.2 Indirekte påvirkning af jordbundsdyr fra sur gylle

Det er en velkendt viden at giftigheden af metaller ved en given jordkoncentration ofte stiger ved et fald i jordens pH. Årsagen er ligeledes velkendt, idet det skyldes en øget tilgængelighed af frie metal ioner ved reduceret pH, som det også fremgår af rapportens afsnit om metallers binding og opløselighed. Andre parametre har indflydelse på biotilgængeligheden, f.eks. tilstedeværelsen af (andre) ioner, mængden af organisk materiale, jordtypen (partikelstørrelse m.m.), men pH er generelt anskuet som én af de væsentligste. Alt andet lige vil lavere pH derfor resultere i en lavere tålegrænse for metaller i en given jord. Dette er blandt andet illustreret af Spurgeon og Hopkin (1996) hvor giftigheden af zink blev testet i jorder med forskellig organisk indhold og pH. Den zinkkoncentration, som slog 50% af regnormene ihjel (LC50) var således 620, 591 og 451 mg kg⁻¹ ved pH 6, 5 og 4. Den dødelige giftighed var med andre ord henholdsvis 5 % og 25% højere ved pH 5 og 4 sammenlignet med pH 6. Sammenhængen var dog ikke tydelig for de reproduktive målparametre.

For planter fandt f.eks. Smith (1993) at planters optag af kobber, nikkel og zink steg ved faldende pH (pH spænd 4,2-7,0) hvilket alt andet lige vil øge muligheden for eventuelle skadevirkninger. Sanders m.fl. (1986) fandt ligeledes en stærk sammenhæng mellem pH og den biotilgængelige del af zink, kobber og nikkel. I jorder "forurenede" med metaller gennem spildevandsslam til f.eks. et zink niveau på 470 og 360 mg kg⁻¹ i henholdsvis ler og sandjorder. De tilsvarende jordkoncentrationer for kobber og nikkel var 192 og 160 samt 55 og 67 mg kg⁻¹, altså niveauer væsentlig over de normale koncentrationer fundet i danske landbrugsjorder, som i dag i gennemsnit er 47,7 og 11,7 mg kg⁻¹ for zink og kobber (Jensen m.fl. 2016) og 5,7 mg kg⁻¹ for nikkel (Jensen m.fl. 1996). I forsøgene sås der et øget optag i rajgræs af zink med 45 og 83 % når pH faldt fra 6,4 til henholdsvis 6,1 og 5,8. Tilsvarende faldt udbyttet med 20 og 27 %. For kobber steg optaget med 38 % når pH faldt fra 6,0 til 5,6 mens at udbyttet kun faldt med 6 %. For nikkel var tallene 82 og 11 % ved et pH fald fra 6,0 til 5,3. Uden øget metaltilførsler sås kun et ubetydeligt fald i udbyttet når pH blev reduceret fra 6,0 til 4,6. Det skal dog understreges at metalkoncentrationerne i studiet fra Spurgeon og Hopkin (1996) samt Sanders m.fl. (1986) lå langt over hvad man kan forvente at finde i normale danske landbrugsjorder. Det samme er gældende for de fleste andre tilsvarende økotoxikologiske studier, hvorfor konsekvenser af et pH fald under de forhold (metalkoncentrationer), der normalt findes på danske landbrugsjorder er svære at forudsige. Derudover er det langt fra alle tilfælde hvor der kan findes en direkte og simpel sammenhæng mellem giftighed eller optag og faldende pH, idet det afhænger af metallerne, jordtypen og andre omstændigheder såsom jordkoncentrationer og testorganisme, fx Chaignon m.fl. (2009).

Da der findes et utal af undersøgelser og da de ikke entydigt peger i én retning er emnet ikke belyst videre i denne rapport, da en tilbunds gående litteraturregning og analyse ligger uden for rapportens rammer. Kort kan det dog konkluderes, at der formodentlig ikke vil være de store negative økotoxikologiske konsekvenser af at sænke pH 0,5 enheder eftersom så relative små ændringer sandsynligvis ikke giver anledning til markante ændringer i organismernes respons ved de metalkoncentrationer man kan forvente at finde i danske landbrugsjorder, eftersom disse for de meste ligger under de eksisterende

jordkvalitetskriterier. Undtagelsen kan dog være zink, hvor studier har antyd-
det at en fortsættelse af den nuværende belastning via svinegylle på sigt kan
medføre en overskridelse af tålegrænserne (jordkvalitetskriterierne) på en
lang række jorder (Jensen m.fl. 2016). Her kan selv mindre pH fald potentielt
forøge risikoen for skadevirkninger.

4 Mobilisering af tungmetaller

At bindingsforholdene for tungmetaller i jorder er markant styret af pH er gammel viden, som for eksempel illustreret af et veldokumenteret studie fra Danmark tilbage fra 1984. Christensen (1984) undersøgte bindings-isotermer for cadmium i to danske jorder ved forskellig pH. Studiet undersøgte sammenhængen mellem det totale cadmium indhold i jorden og den mængde, der kan findes i jordvæsken når jorden rystes med CaCl_2 . Den sidste fraktion sidestilles ofte med den biotilgængelig andel. Resultaterne viste, at der ved pH over syv er meget lidt cadmium i jordvæsken, mens at dette stiger når pH reduceres. Det sås også at bindingsforholdene var jordtypeafhængig og at forskellene mellem jordtyper øges ved stigende totalconcentrationer af cadmium. Hovedkonklusionen i denne og en lang række senere undersøgelser er at pH er en dominerende faktor for fordelingen af cadmium mellem jord og jordvæske og at bindingskapaciteten øges med en faktor 2-3 for hver pH-enheds stigning.

Dijkstra m.fl (2004) undersøgte pH's betydning for udsivningen af metaller fra otte mere eller mindre forurenede sedimenter og jorder og fandt at pH havde en markant effekt på udsivningen af alle undersøgte metaller (nikkel, kobber, zink, cadmium og bly). Studiet finder en u-formet sammenhæng mellem de målte koncentrationer i udsivningsvandet og pH, typisk med et minimum omkring pH 6, hvorved selv en lille forsurening medfører en relativt markant forøgelse af udsivningen. Disse konklusioner er i store træk konfirmeret af en lang række andre undersøgelser, f.eks. Bang og Hesterberg (2004), Sukreeyapongse m.fl, (2002) og Cappuyns og Swennen (2008).

Et af de hidtil mest omfattende studier om metallers bindingskapacitet i jorder som funktion af en række jordbundsforhold kan findes i et sammenfattende studie af Sauvé m.fl (2000). Dette studie samlede jord-vand fordelingskoefficienter (K_d) for en lang række metaller. K_d beskriver forholdet mellem den totale metalkoncentration og den opl ste metalkoncentration og benævnes med L/kg. K_d værdier for cadmium, kobber, bly, nikkel og zink fra mere end 70 studier ligger til grund for sammenfatningen. Denne lister lineære regressionsanalyser mellem en række baggrundsvARIABLE og finder regressionssammenh nge (R^2), der som oftest er over 0,5 (tabel 4.2 og 4.3). Data bygger både på feltdata og data generet i laboratoriestudier.

Først og fremmest så viser sammenfatningen fra Sauvé m.fl., at K_d varierer markant mellem forskellige jorder og forskellige studier. Her er i tabel 4.1, som et eksempel, vist udvalgte data for fire metaller, som der ofte måles for i landbrugsjorder.

Tabel 4.1. Spændet i fordelingskoefficienter (K_d -værdier) for udvalgte metaller målt i en række jorder. Data er fra Sauvé m.fl. (2000).

Metal (antal)	Gennemsnit	Median	Minimum	Maksimum
Cadmium (830)	2869	390	0,44	192000
Kobber (452)	4799	2120	6,8	82850
Nikkel (139)	16761	2333	8,9	256842
Zink (302)	11615	1731	1,4	320000

Som nævnt så er pH den enkle variable som betyder mest for Kd. Sammenhæng mellem Kd og pH er gengivet i nedenstående ligninger (tabel 4.2), hvor det også fremgår, at for kobber er der en mindre god sammenhæng ($R^2 = 0.288$) om end at den er tydelig og signifikant.

Tabel 4.2. Lineære regressioner af Kd ($L \cdot kg^{-1}$) mod pH i jordvæsken. Data er fra Sauvé m.fl (2000).

Metal (antal)	R2	Lineære regressioner
Cadmium (830)	0,467	$0,49 \pm (0,02) \cdot pH - (0,6 \pm 0,49)$
Kobber (447)	0,288	$0,27 \pm (0,02) \cdot pH + (1,49 \pm 0,13)$
Nikkel (138)	0,576	$0,72 \pm (0,05) \cdot pH - (1,75 \pm 0,36)$
Zink (298)	0,557	$0,62 \pm (0,03) \cdot pH - (0,97 \pm 0,21)$

Regressionerne kan forbedres ved at inddrage totalconcentrationerne samt mængden af organisk materiale i en kompetitiv adsorptionsmodel, hvor det forudsættes at de frie metal ioner og H^+ konkurrerer om de samme bindingssteder i jorden, efter følgende formel:

$$\text{Log}_{10}(\text{opløst metal}) = a + (b \times \text{pH}) + (c \times \text{log}_{10}(\text{total metal})) + (d \times \text{log}_{10}(\text{SOM}))$$

Hvor a-d er konstanter bestemt ved lineære regressioner og SOM er jordens organiske indhold (målt som kulstof) i procent. Resultaterne af denne model ses i tabel 4.3 nedenfor, hvor det ses at for de fire viste metaller kan mellem 61 og 88 % af den fundne variation forklares ved de fundne sammenhænge.

Tabel 4.3. Lineære regressioner af opløst metal ($mg \cdot L^{-1}$) mod pH i jordvæsken, log til den totale metalkoncentration (MT) ($mg \cdot kg^{-1}$) samt log til det organiske indhold i jorden (SOM) (%). Data er fra Sauvé m.fl (2000).

Metal (antal)	R2	Lineære regressioner [$\log(\text{jordv�skekoncentration}) =]$
Cadmium (751)	0,884	$-0,47 \pm 0,02 \cdot \text{pH} + 1,08 \pm 0,02 \cdot \log(\text{MT}) - 0,81 \pm 0,05 \cdot \log(\text{SOM}) + 3,42 \pm 0,11$
Kobber (353)	0,611	$-0,21 \pm 0,02 \cdot \text{pH} + 0,93 \pm 0,05 \cdot \log(\text{MT}) - 0,21 \pm 0,02 \cdot \log(\text{SOM}) + 1,37 \pm 0,14$
Nikkel (69)	0,727	$-1,05 \pm 0,09 \cdot \text{pH} + 1,21 \pm 0,22 \cdot \log(\text{MT}) - 0,85 \pm 0,21 \cdot \log(\text{SOM}) + 7,02 \pm 0,62$
Zink (212)	0,618	$-0,55 \pm 0,04 \cdot \text{pH} + 0,94 \pm 0,08 \cdot \log(\text{MT}) - 0,34 \pm 0,12 \cdot \log(\text{SOM}) + 3,68 \pm 0,31$

4.1 Beregninger af betydningen af små pH fald

På baggrund af de fundne lineære korrelationer fra Sauvé m.fl (2000) beskrevet ovenfor kan det beregnes hvor meget jordens bindingsevne (beskrevet ved Kd-værdien) samt den opl ste metalkoncentration i jordvæsken ændrer sig ved en given pH  ndring. Landmændene vil typisk agere med at kalke mere, hvis deres reaktionstal falder under det anbefalede niveau. Normalt vil landmanden kalke, hvis R_t kommer 0,1-0,3 under det anbefalede interval. På arealer, hvor der ikke regelmæssigt tages jordprøver kan der forekomme tilfælde, hvor afvigelsen fra det normale er større (Hansen og Knudsen 2017, Bilag 1). Derfor vil de mest relevante ændringer i de beregnede udfaldsspektrum være pH-spænd, der dækker 0,1-0,5 pH enheder. Som det fremgår af nedenstående tabel 4.4, så er det tilstræbte reaktionstal på danske landbrugsjorder afhængig af jordtype samt afgrødernes pH følsomhed. Det relevante spænd i reaktionstal er i lyset af dette 5,2-6,0 for JB nr. 1-9 og 4,3-5,5 for JB nr. 11. Den sidste jordtype (JB 11) er ikke bearbejdet i denne rapport. De tilsvarende pH værdier vil tilnærmelsesvis være 5,7-6,5, hvilket er markeret med gråt i tabel 4.5.

Tabel 4.4. Tilstræbte niveauer for reaktionstal i forskellige jordtyper og afgrødesammensætninger (Hansen og Knudsen 2017).

Jordtype, JB-nr.	Sædskifte mht. følsomme afgrøder	Meget lavt	Lavt	Middel (tilstræbt niveau)		Højt	Meget højt
1-4	Tolerante	U. 5,2	5,2-5,7	5,8-6,1	6,2-6,5	O. 6,5	
	Middel	U. 5,5	5,5-5,9	6,0-6,3	6,4-6,7	O. 6,7	
	Følsomme	U. 5,7	5,7-5,9	6,0-6,5	6,6-6,9	O. 6,9	
5-6	Tolerante	U. 5,3	5,3-6,0	6,1-6,5	6,6-6,9	O. 6,9	
	Middel	U. 5,5	5,5-6,2	6,3-6,7	6,8-7,1	O. 7,1	
	Følsomme	U. 5,7	5,7-6,4	6,5-6,9	7,0-7,3	O. 7,3	
7-9	Tolerante	U. 5,3	5,3-6,3	6,4-6,7	6,8-7,2	O. 7,2	
	Middel	U. 5,5	5,5-6,5	6,6-6,9	7,0-7,4	O. 7,4	
	Følsomme	U. 5,7	5,7-6,7	6,8-7,1	7,2-7,6	O. 7,6	
11	Tolerante	U. 4,3	4,3-4,7	4,8-5,2	5,3-5,7	O. 5,7	
	Middel	U. 4,5	4,5-4,9	5,0-5,4	5,5-5,9	O. 5,9	
	Følsomme	U. 4,7	4,7-5,1	5,2-5,6	5,7-6,1	O. 6,1	

Tabel 4.5. Beregnede jordvæskekoncentrationer ($C_{\text{jordvæske}}$ mg L⁻¹) og fordelingskoefficient (K_d L kg⁻¹) ved forskellige pH niveauer. Med gråt er markeret det tilstræbte pH-interval på de fleste danske landbrugsjorder. Beregningsmodeller fremgår af tabel 4.3. I beregninger indgår et organisk indhold i jorden på 2% og jordens totalconcentration af de pågældende metaller. Totalconcentrationerne (M_T) for cadmium og nikkel er gennemsnitsværdier hentet fra den seneste landsdækkende tungmetalundersøgelse (Jensen m.fl. 1996), mens at koncentrationerne for kobber og zink er gennemsnitskoncentrationer hentet fra en opfølgende undersøgelse omhandlende netop disse to metaller (Jensen m.fl. 2016).

pH	Cadmium		Kobber		Nikkel		Zink	
	$M_T = 0,18 \text{ mg kg}^{-1}$		$M_T = 11,7 \text{ mg kg}^{-1}$		$M_T = 5,7 \text{ mg kg}^{-1}$		$M_T = 0,18 \text{ mg kg}^{-1}$	
	$C_{\text{jordvæske}}$	K_d	$C_{\text{jordvæske}}$	K_d	$C_{\text{jordvæske}}$	K_d	$C_{\text{jordvæske}}$	K_d
5,2	1,29	205,1	31,6	1728,2	2569,3	325,9	815,9	364,1
5,3	1,17	230,1	30,2	1822,2	2059,7	420,8	725,5	421,0
5,4	1,05	258,2	28,9	1921,3	1651,2	543,3	645,1	486,7
5,5	0,95	289,7	27,7	2025,8	1323,8	701,5	573,6	562,7
5,6	0,85	325,0	26,5	2135,9	1061,2	905,8	510,1	650,5
5,7	0,77	364,7	25,4	2252,1	850,8	1169,6	453,5	752,1
5,8	0,69	409,2	24,3	2374,6	682,0	1510,2	403,3	869,5
5,9	0,63	459,1	23,3	2503,7	546,8	1950,0	358,6	1005,2
6,0	0,56	515,1	22,3	2639,9	438,3	2517,9	318,9	1162,1
6,1	0,51	578,0	21,3	2783,5	351,4	3251,1	283,5	1343,5
6,2	0,46	648,5	20,4	2934,9	281,7	4197,9	252,1	1553,3
6,3	0,41	727,6	19,5	3094,5	225,8	5420,4	224,2	1795,8
6,4	0,37	816,4	18,7	3262,8	181,1	6998,9	199,3	2076,1
6,5	0,34	916,0	17,9	3440,2	145,1	9037,1	177,3	2400,2
6,6	0,30	1027,8	17,1	3627,3	116,4	11668,9	157,6	2774,9
6,7	0,27	1153,2	16,4	3824,6	93,3	15067,1	140,2	3208,1
6,8	0,25	1293,9	15,7	4032,6	74,8	19454,9	124,6	3709,0
6,9	0,22	1451,8	15,0	4251,9	60,0	25120,6	110,8	4288,0

Tabel 4.6. Ændring i jordvæskekonzentrationen ($C_{\text{jordvæske}}$) og fordelingskoefficienten (K_d) ved et fald på 0,1, 0,5 og 0,8 pH enheder præsenteret som % af det oprindelige (=100%) (f.eks. pH 5,7 ift. pH 6,2). Det vil sige en værdi på 136% svarer til en stigning på 36% og en værdi på 71% svarer til en reduktion på 29%.

pH fald	Cadmium		Kobber		Nikkel		Zink	
	$C_{\text{jordvæske}}$	K_d	$C_{\text{jordvæske}}$	K_d	$C_{\text{jordvæske}}$	K_d	$C_{\text{jordvæske}}$	K_d
0,1	111	89	104	95	125	77	112	86
0,3	136	71	114	85	194	46	142	65
0,5	168	56	124	77	302	28	180	48
0,8	229	40	142	65	586	13	256	31

Jordtypen har stor betydning for bindingskapaciteten af tungmetaller med markant lavere binding i sandjorder. Derudover er der ofte lavere organisk indhold i sandjorder hvilket også øger mobiliteten af tungmetallerne. Alt andet lige vil betydningen af et fald i pH dog være ens for de forskellige jordtyper eftersom de i tabel 4.3 angivne korrelationer ikke indeholder faktorer, ud over organisk indhold og total-konzentrationerne, som er jordtype afhængige. De fundne korrelationer bygger dog på en lang række forskellige jordtyper, der derved indirekte er indarbejdet. Alt andet lige vil risikoen afhænge af jordens bufferkapacitet, der er relateret til jordens indhold af ler. Det må antages, at hovedparten af forsuren sker på kvægbrug, og kvægbrug er hovedsagligt lokaliseret på sandjorder uden dræn. Udbringning af forsuret svinegylle vil ske på både sandjorder og lerjorder. Et forsigtigt skøn vil være, at 75 pct. af den forsurede gylle udbringes på sandjorde uden dræn og 25 pct. på lerjorder, hvoraf ca. halvdelen vil være drænet (Hansen og Knudsen 2017, Bilag 1).

Det er velkendt at pH naturligt falder på landbrugsjorder også uden tilførsel af forsuret gylle, hvorfor det også anbefales at kalke efter behov. Det konkluderes, at hvis landmændene overholder de anbefalede kalkningsmål, dvs. kalke inden reaktionstallet (pH) falder med mere end 0,3 enheder, skal tallene i tabel 4.6 læses således at for cadmium, kobber, nikkel og zink vil henholdsvis 36, 14, 94 og 42% mere metal være mobiliseret til jordvæsken sammenlignet med en situation hvor reaktionstallet (pH) havde ligget stabilt. Alt andet lige vil det kunne medføre tilsvarende forøget udvaskningspotentialer gennem dræn eller anden udsivning. Falder pH yderligere mellem kalkninger vil udvaskningspotentialet stige, især for nikkel, zink og cadmium. Mens at mobiliteten af kobber er mindre pH afhængig. Af hensyn til overfladerecipienter må det derfor anbefales, at der er øget fokus på pH-ændringer på marker gødet med forsuret gylle. Ikke kun af hensyn til afgrødernes pH-tolerance, men også miljøkvaliteten af overfladerecipienter, idet data fra NOVANA overvågningsprogrammet har vist at især zink aktuelt er et problem i overfladevand i forhold til de gældende miljøkvalitetskrav (Jensen og Bak 2018). En øget koncentration af zink i jordvæsken på 80% ved et pH fald på 0,5 kan derfor ikke udelukkes at have negative konsekvenser for de koncentrationer, som man efterfølgende kan finde i overflade recipienterne i oplandet til marker gødet med forsuret gylle. De højeste zinkkoncentrationer og derved også den største risiko for udsivning vil dog findes på marker gødet med svinegylle grundet det store forbrug af veterinært zink i svineproduktionen. Som tidligere nævnt anvendes forsuring af gylle primært i forbindelse med kvægbrug.

5 Mobilitet af fosfor i jorden

Efter tilførsel af husdyrgødning kan der potentielt ske tab af P (fosfor) både ved overfladeafstrømning og ved udvaskning. Udvasningsløbet er oftest lavt, idet fosfor bindes kraftigt i jorden. Sørensen og Rubæk (2012) kunne f.eks. ikke detektere øget fosforudvaskning efter tilførsel af 90 kg P pr. hektar i husdyrgødning om efteråret før såning af vinterhvede. Dog kan der, specielt på lerjord, ske tab af både vandopløst og partikelbundet fosfor gennem udvaskning via makroporer (Sørensen og Jensen, 2013).

Forsuring øger opløseligheden af fosfor i gylle (Hjort m.fl. 2015; Pedersen m.fl., 2017). Pedersen m.fl. (2017) fandt således omtrent en fordobling af vandopløseligt P, fra 37% til 69% af total P, ved forsuring af kvæggylle til pH 5,5 (tabel 5.1).

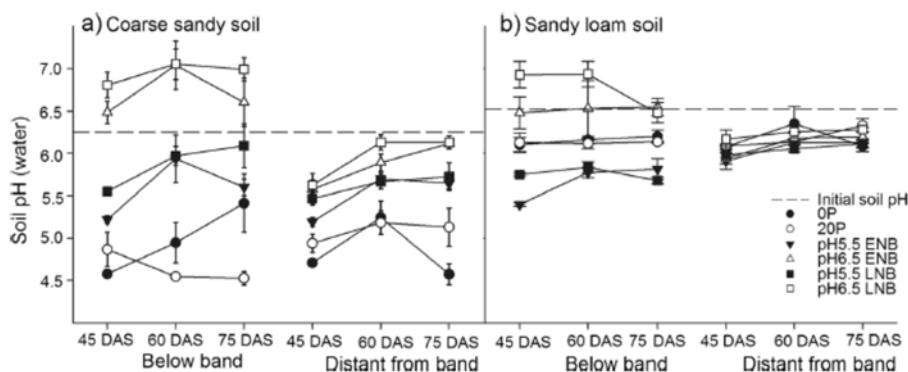
Tabel 5.1. Total P og vand-ekstraherbart P med og uden forsuring af kvæggylle (Pedersen m.fl., 2017).

Behandling af gylle	Total P (g/kg TS)	Vand-ekstraherbart P (g/kg TS)
Forsuring, pH 3,8	7,13	4,89
Forsuring, pH 5,5	7,13	5,32
Ubehandlet	7,13	2,65

Vand-ekstraherbart P i husdyrgødning er et godt mål for den potentielle risiko for tab af P ved udvaskning og overfladeafstrømning (Sharpley og Moyer, 2000). Forsuring af gylle medfører således en øget risiko for fosfortab efter tilførslen. Risikoen afhænger dog også af jordens bufferkapacitet, der er relateret til jordens lerindhold. Ved høj bufferkapacitet vil pH i den forsurede gylle hurtigt blive neutraliseret, og det vil medføre at det opløste P udfælder igen, hvis det ikke forinden er bundet i jorden på anden vis.

Efter tilførsel af forsuret gylle til grov-sandet jord fandt Pedersen m.fl. (2017) et forøget indhold af vandopløst P i jorden omkring en gyllestreng 45 dage efter tilførsel. Dette var ikke tilfældet i en mere finsandet jord, sandsynligvis som følge af mindre fald i pH i denne jord i forbindelse med forsuring af gylle (figur 5.1).

Figur 5.1. pH målt i jord tæt ved gyllestreng (below band) og ca 5 cm fra gyllestreng (distant from band) 45 til 75 dage efter udbringning (DAS) af kvæggylle med forsuring til pH 5,5 (pH5.5) sammenlignet med ubehandlet kvæggylle (pH6.5), samt med jord kun tilført streng af handelsgødning med og uden P (0P og 20P) (Pedersen m.fl. 2017)



Indarbejdning af husdyrgødning mindsker risikoen for fosforudvaskning (Magid m.fl., 1999) og tilsvarende ses ved nedfældning af gylle (Glaesner m.fl., 2011). Indarbejdning eller nedfældning er ligeledes effektive midler til at reducere fosfortab ved overfladeafstrømning (Sørensen og Jensen, 2013). Da forsuring medfører undtagelse fra kravet om nedfældning på græs i Gødningsbekendtgørelsen, må det normalt forventes, at den forsurede gylle ikke bliver nedfældet. Det medfører øget risiko for fosfortab ved overfladeafstrømning. Tab ved overfladeafstrømning afhænger meget af forholdene på det enkelte areal, og det er ikke muligt at sætte tal på hvad det betyder gennemsnitligt. I en engelsk undersøgelse fandtes fosfortab ved overfladeafstrømning fra parceller på op til 23% af tilført P i svinegylle ved overfladeudbringning til majs (Withers og Bailey, 2003). Fosfortabene skete især i opløselig form. Hvor store sådanne tab er til vandmiljøet i sidste ende afhænger meget af, hvor meget af afstrømningsvandet, der bliver opsamlet på andre arealer, f.eks. i bufferzoner. Heathwaite m.fl. (1998) fandt, at næsten al opløst fosfor i overfladeafstrømning blev opsamlet i en bufferzone med græs, mens kun ca 10% af partikulært bundet fosfor blev fanget. Her kunne den større opløselighed af fosfor i forsuret gylle således være en fordel for tilbageholdelsen af fosfor. Tilsvarende er det muligt, at en større andel af fosfor i afstrømmende vand fastholdes i andre dele af marken, når forsuret gylle slangeudlægges på korn, som følge af den højere opløselighed af fosfor i den forsurede gylle. Der kan således være modsatrettede effekter af forsuring, og da der ikke foreligger undersøgelser af fosfortab efter forsuring af gylle, er det ikke muligt at vurdere effekterne nærmere.

Ved udbringning af gylle på korn og andre voksende afgrøder end græs sker der normalt ikke nedfældning, hverken med eller uden forsuring. Jævnfør ovenstående er det ikke muligt at vurdere, hvilken effekt forsuring af gylle har på fosfortabet på disse arealer med den foreliggende viden.

Risikoen for øget fosfortab som følge af gylleforsuring vurderes at være ubetydelig, når gyllen indarbejdes eller nedfældes.

Forsuring af gylle medfører også en øget plantetilgængelighed af P, f.eks. ved anvendelse af placeret gylle som startgødning til majs (Pedersen m.fl., 2017).

Det konkluderes, at gylleforsuring medfører en øget mobilitet af fosfor i gyllen, og dermed øget risiko for fosfortab. Effekten vil dog afhænge af bl.a. jordens bufferkapacitet. Risikoen for øget fosfortab vurderes generelt at være størst ved overfladeudbringning af gylle på arealer med risiko for overfladeafstrømning, samt på arealer med risiko for makropore-flow til dræn (lerjord). Ved nedfældning af gylle på sandjord forventes ikke øget risiko for fosfortab ved forsuring, idet opløst P forventes at blive bundet hurtigt i jorden, uanset om gyllen er forsuret eller ej.

5.1 Svovls betydning for fosformobilisering

Jorden vil ofte med forsuret gylle få tilført en større mængde svovl end planterne kan optage. Overskuddet af svovl afhænger både af mængden af anvendt svovlsyre pr tons gylle (eller pr hektar) samt af afgrødernes svovlbehov. Udvasning af overskydende svovl kan i teorien påvirke mobiliteten af fosfor i vandige miljøer, hvis sulfatforbindelser reduceres og binder jern, og derved mobiliserer fosfatforbindelser. Viden på området er mangelfuld som det fremgår af nedenstående tekst hentet fra Olesen m.fl. (In Press).

Børgesen m.fl. (2013) beregnede afstrømningen fra rodzonen i otte udvalgte vandoplande med modellen Daisy; værdierne varierede mellem 250 og 575 mm. På baggrund af det estimerede forbrug af svovlsyre (12,6 kg t⁻¹ svinøgylle og 5,7 kg t⁻¹ kvæggylle) og en skønnet tilførsel på 25 t ha⁻¹, kan udfaldsrum for indholdet af sulfat i afstrømningen beregnes. Det er for svinøgylle beregnet til 0-875 µM, og for kvæggylle 0-625 µM. Ifølge Holmer og Storkholm (2001) varierer sulfatindholdet i søer mellem <10 og 500 µM, mens indholdet i havvand er 28 mM. Der vil ske en fortynding og eventuelt omsætning af sulfat i det vand fra marker, som passerer via dræn eller vådområder til vandløb og søer, og i sidste ende havet, men lokalt kan der formentlig opstå en signifikant forøgelse af recipientens sulfatindhold. Det er derfor relevant at vurdere risikoen for, at forhøjede koncentrationer af sulfat påvirker de naturlige miljøer, som passerer på vej mod den nærmeste recipient som f.eks. et vandløb.

Zak m.fl. (2008) undersøgte omsætningen af tilført svovl i lavbundsjord (tørv) 1-15 år efter hævnning af vandstanden. Der blev målt sulfatreduktionsrater, som var sammenlignelige med raterne i søsedimenter, og forhøjede koncentrationer af fosfor i porevandet. Det er velkendt, at sulfatreduktion i iltfrie miljøer kan medvirke til mobilisering af fosfor, idet sulfid fra sulfatreduktionen binder jern som ellers kunne reagere med fosfat (Smolders m.fl, 2001).

Sulfatreduktion, og dermed mobilisering af P, kunne også forekomme i vandløbs- og søsedimenter. Overskydende sulfat vil primært udvaskes i efterårs- og vinterperioden med relativt lave temperaturer. Sulfatreduktion i sedimenter er typisk begrænset af adgangen til organisk stof (Holmer og Storkholm, 2001), og frisk organisk materiale fra årets primærproduktion vil være delvist omsat på tidspunktet for udvaskningen. Det vil alt andet lige mindske risikoen for sulfatreduktion og fosformobilisering (Søndergaard, 2007).

Opholdstiden for afstrømmende vand i vandløb og søer skal også tages betragtning. Median-værdien for opholdstid i 800 danske søer >1 ha er beregnet til 0,4 år (Søndergaard, 2007), og en stor del af udvasket sulfat kan derfor i løbet af efterår, vinter og forår forventes at nå ud i fjorde og havet, hvor koncentrationen af sulfat som nævnt er 28 mM (Holmer og Storkholm, 2001).

I lyset af den forventede fortynding af sulfat, og den lavere biologiske aktivitet i vinterhalvåret, vurderes der at være begrænset risiko for, at udvaskning af sulfat fra marker gødet med forsuret gylle fører til fosformobilisering i vandløb og søer. Risikoen kan være større i vådområder, hvor vandet transporteres igennem en matrice med højt indhold af organisk stof, hvor sulfatreduktion med udfældning af jernsulfid kan begrænse tilbageholdelsen af fosfat. Der er et klart behov for mere viden om den kvantitative betydning af disse processer, specielt i vådområder med afstrømning fra landbrugsarealer.

6 Øget kalkningsbehov

En effekt af at anvende forsuret gylle er, at det alt andet lige vil øge behovet for kalkning. Det bør derfor også vurderes om en øget kalkning i sig selv kan have miljømæssige konsekvenser, f. eks. i form af en øget tilførsel af metaller.

Beregninger antyder at metoden med forsuring af gylle kan medføre et øget kalkningsbehov (Hansen og Knudsen 2017, Bilag 1) (tabel 6.1). Effekten af forsuring af gylle på kalkforbruget er dog usikker. Samlet vurderes det, at kalkforbruget vil udgøre i størrelsesordenen 1,0-1,8 kg CaCO₃ pr. liter svovlsyre. I tabel 6.1 er der vist en beregning af kalkforbruget pr. ha ved anvendelse af de syremængder, der er angivet i bilag 1 (Hansen og Knudsen, 2017). Ved staldforsuring beregnes et kalkforbrug på 217-390 kg kalk for svinegylle til at ophæve pH virkningen af forsuringen, mens behovet ved markforsuring er betydeligt mindre. Til sammenligning anvendes der i dag i gennemsnit i Danmark 200-250 kg jordbrugskalk pr. år på omdriftsarealer. Af appendiks 1 fremgår det ligeledes at for svinegylle er stald og tankforsuring hyppigst (> 80%), mens at markforsuring af kvæggylle er mere almindeligt (ca. 50%). I de videre beregninger tages der udgangspunkt i de mest hyppige scenarier, dvs. et øget årligt kalkningsbehov på 200, 300, og 400 kg kalk per ha, hvilket dækker alle scenarier foruden markforsuring af afgasset gylle. Som det fremgår vil en række scenarier i realiteten lede til en omtrentlig fordobling af den årlige kalktilførsel, m.a.o. fra årligt 200 til 400 kg jordbrugskalk per ha. Derved vil tilførslen af tungmetaller fra denne kilde også fordobles.

Tabel 6.1. Beregnet merforbrug af kalk ved forskellige gylle- og forsuringstyper. Data fra Hansen og Knudsen 2017 (Bilag 1).

	Ton gylle pr. ha ¹	Staldforsuring I svovlsyre	Tankforsuring pt. ton	Markforsuring ton	Staldforsuring		Tankforsuring		Markforsuring	
					kg kalk pr. liter svovlsyre					
					1,0	1,8	1,0	1,8	1,0	1,8
<i>Kg kalk pr. ha pr. år som følge af forsuring</i>										
Svinegylle	30	7,2	7,2	2,9	217	390	217	390	87	156
Kvæggylle	43	4,4	3,7	3,1	190	342	159	286	131	235
Afgasset gylle	35	0,0	0,0	8,3					292	525

¹Gyllemængden er beregnet ud fra normalt og tilførsel af 140 kg kvælstof pr. ha i svinegylle, 170 i kvæggylle og 155 i afgasset gylle.

I et tidligere notat er indholdet af tungmetaller i danske kalkningsprodukter angivet (Jensen 2015b). Gennemsnit og spænd (minimum-maksimum) var for arsen, bly, cadmium og nikkel henholdsvis 0,8 (0,24-1,1), 3 (0,26-4,3), 1 (0,79-1,39) og 4,5 (2,6-5,75) mg kg⁻¹. Der foreligger ikke data for kalkindholdet af kobber og zink, men det formodes at være lavt.

Tabel 6.2. Årlige tilførsler af tungmetaller (g ha år) via kalk i fire scenarier. Et nuværende gennemsnitsscenario med en årlig kalktilførsel på 225 kg ha⁻¹ år⁻¹ samt forsuringsscenarioer med et yderligere kalkningsbehov med 200, 300 og 400 kg ha⁻¹ år⁻¹.

kg kalk ha ⁻¹ år ⁻¹	As	Pb	Cd	Ni
	g metal ha ⁻¹ år ⁻¹			
225 (normalt)	0,180	0,675	0,225	1,013
425	0,340	1,275	0,425	1,913
525	0,420	1,575	0,525	2,363
625	0,500	1,875	0,625	2,813

Som det fremgår af tabel 6.2 så øges tilførslen af tungmetaller ved et øget kalkningsbehov. De ekstra tilførsler skal dog sammenholdes med de årlige tilførsler til danske landbrugsområder gennem andre kilder som f.eks. husdyrgødning (gylle/kvægmøg), handelsgødning, spildevandsslam og atmosfærisk nedfald. Sørensen m.fl. (2011) beregnede for otte forskellige scenarier tilførslen af udvalgte tungmetaller med gødningsprodukter i Danmark. Tilførslen fra handels- og husdyrgødning fremgår af tabel 6.3. Tilførslerne afhænger af afgrøde- og gødningstyper (mineralsk handelsgødning, svin, kvæg eller en blanding hvor handelsgødning bruges som supplement til husdyrgødning), hvorfor den højeste værdi er angivet i tabel 6.3. Selv ved den maksimale ekstratilførsel af kalk vil dette for arsen, bly og nikkel maksimalt udgøre 13, 10, og 13 % af den samlede tilførsel fra husdyrgødning og atmosfærisk nedfald. For cadmium kan der derimod være en markant effekt af tilførslen af ekstra kalk på marker, der gødes med husdyrgødning, eftersom bidraget fra kalk kan udgøre op til 54 % af den samlede tilførsel fra de tre kilder. Arealtilførslen på marker gødet med forsuret husdyrgødning og efterbehandlet med ekstra kalk vil dog stadig ligge noget under tilførslen på marker gødet med handelsgødning og normal kalkdosering (tabel 6.3), i.e. samlet 1,72 mod 3,75 g Cd ha⁻¹ år⁻¹.

For bly vil dosering på marker, der er ekstrakalket, nærme sig doseringen på marker gødet med handelsgødning.

Tabel 6.3. Maksimal tilførsel med kalk på forsurede jorde (se tabel 2) sammenlignet med tilførslen fra forskellige gødningstyper og atmosfærisk nedfald. Tilførslen fra gødning er baseret på otte gødningsscenarier fra Sørensen m.fl. (2011), hvoraf ét er handelsgødning alene og andre er en blanding af svine eller kvæggylle suppleret med handelsgødning (Husdyrgødning⁺). Data for atmosfærisk nedfald stammer fra Ellermann m.fl. 2016.

	As	Pb	Cd	Ni
	g ha ⁻¹ år ⁻¹			
Handelsgødning	2,9	2,0	3,3	63
Husdyrgødning (max)	2,9	11,8	0,9	20
Atmosfærisk nedfald	1	6,9	0,22	1,8
Kalk (normal)	0,2	0,7	0,23	1,0
Kalk (max)	0,5	1,9	0,6	2,8

Det konkluderes, at den nødvendige ekstra brug af kalk på marker gødet med forsuret husdyrgødning vil øge tilførslen af tungmetaller. Generelt vil dette dog være relativt marginalt og næppe problematisk. En undtagelse herfor kan være cadmium, hvor den ekstra tilførsel på husdyrgødede marker kan være målbar. Cadmium er i forvejen ét af de tungmetaller, der igennem en årrække har været under skærpet opmærksomhed i landbrugsjorder grundet dets klare sundhedsskadelige egenskaber. Tilførslen af cadmium vil dog stadig være mindre på ekstra-kalkede marker gødet med forsuret husdyrgødning sammenlignet med marker alene gødet med handelsgødning og kalket efter normale behov.

7 Konklusioner

Såfremt landmænd som forventet vil sikre, at jordens pH ikke falder markant uden for de anbefalede intervaller, vurderes det overordnet set, at et (midlertidigt) pH fald i jorden som følge af gødskning med forsuret gylle ikke vil have de store direkte konsekvenser for den mikrobielle omsætning eller de andre jordbundsorganismer, der typisk lever i danske landbrugsjorder. En lavere pH-værdi og bufferkapacitet i forsuret gylle hæmmer dog nitrifikationsprocessen lokalt omkring gylleklumper. Ammonium transporteres herved længere ud i jorden og omsættes her hvorved en mindre forsinkelse af nitrifikationen kan forekomme. Der er dog behov for at undersøge, hvordan gylleforsuring i stald, hhv. ved udbringningen, påvirker fordelingen af gyllens væskefraktion sammenlignet med ubehandlet gylle, idet de fleste forsøg er lavet med gylle, som er forsuret umiddelbart før tilførslen.

For zink, har studier antydnet at en fortsættelse af den nuværende belastning via (almindelig) svinegylle på sigt kan medføre en overskridelse af talegrænserne på en lang række jorder (Jensen m.fl. 2016). Her kan selv mindre pH fald derfor på sigt potentielt øge risikoen for skadevirkninger gennem en øget biotilgængelighed af zink. Det er dog oftest kvæggylle, som forsures.

Med hensyn til adsorption, mobilitet og eventuel udvaskning, så tyder data på at selv mindre pH fald, f.eks. 0,5 enheder, kan have en vis betydning for metaller og fosfor, idet det konkluderes, at gylleforsuring medfører en øget mobilitet af fosfor i gyllen, og dermed øget risiko for fosfortab. Det er dog ikke muligt at vurdere størrelsen af effekten med den foreliggende viden. Det samme gør sig gældende for en række metaller, specielt nikkel og zink, hvoraf det sidste allerede i dag udgør en vis udfordring i de danske recipienter ift. det gældende miljøkvalitetskrav. Effekterne af et fald i pH vil bl.a. afhænge af jordens bufferkapacitet.

Udvaskning af overskydende svovl kan i teorien påvirke mobiliteten af fosfor i vandige miljøer, hvis sulfat reduceres og binder jern, og derved mobiliserer fosfatforbindelser. I lyset af den forventede fortynding af sulfat, og den lavere biologiske aktivitet i vinterhalvåret, er risikoen for mobilisering af fosfor formentlig størst i vådområder, hvor vandet transporteres igennem en matrice med relativt lang opholdstid og et ofte højt indhold af organisk stof, som fremmer sulfatreduktion. Der er et klart behov for mere viden om den kvantitative betydning af disse processer, specielt i vådområder med afstrømning fra landbrugsarealer.

Endelig konkluderes det, at den nødvendige ekstra brug af kalk på marker gødet med forsuret husdyrgødning vil øge tilførslen af tungmetaller. Generelt vil dette dog være relativt marginalt og næppe problematisk. En undtagelse herfor kan være cadmium, hvor den ekstra tilførsel på husdyrgødede marker kan være målbar.

Rapporten har ikke diskuteret forskelle mellem gylletyper eller udbringningsmetoder med hensyn til mængden af svovl, som tilføres. Ifølge Hansen og Knudsen (se bilag 1) er der ikke klar forskel på syreforbruget til markforsuring af svinegylle og kvæggylle, eller staldforsuring af kvæggylle. Derimod er syrebehovet til staldforsuring af svinegylle og afgasset gylle betydeligt større. Det er vanskeligt at inddrage denne forskel i effektvurderingen på grund af

manglende viden om den rumlige fordeling efter udbringningen af de forskellige materialer. Svinegylle og afgasset gylle er i forvejen er karakteriseret ved relativt lavt tørstofindhold og viskositet sammenlignet med kvæggylle.

8 Referencer

Andersen, C. 1980. The influence of farmyard manure and slurry on the earthworm population (Lumbricidae) in arable soil. In: Dindal, D.L. (Ed.), *Soil Biology as Related to Land Use Practices*. EPA, Washington, DC, pp. 325-335.

Bang J., Hesterberg D. 2004. Dissolution of trace element contaminants from two coastal plain soils as affected by pH *Journal of Environmental Quality*, 33 (2004), pp. 891-901.

Børgesen, C.D., Nordemann-Jensen, P., Blicher-Mathiesen, G., Schelde, K., (editors). 2013. *Udviklingen i kvælstofbelastning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011 Evaluering af implementerede virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning samt en fremskrivning af planlagte virkemidlers effekt frem til 2015*. DCA rapport nr. 31, 156s. Aarhus Universitet.

Chaignon V., Quesnoit M., Hinsinger P. 2009. Copper availability and bioavailability are controlled by rhizosphere pH in rape grown in an acidic Cu-contaminated soil. *Environmental Pollution* 157: 3363-3369.

Cappuyns V., Swennen R. 2008. Acid extractable metal concentrations in solid matrices: A comparison and evaluation of operationally defined extraction procedures and leaching tests. *Talanta* 75: 1338-1347.

Christensen, T. H. 1984. Cadmium soil sorption at low concentrations: I. Effect of time, cadmium load, pH, and calcium. *Water, Air and Soil Pollution*, 21, 105-114.

Curry, J.P. 2004. Factors affecting the abundance of earthworms in soils. In: Edwards, C.A. (Ed.), *Earthworm ecology*. CRC Press, pp. 91-113.

Decker, S., Martin, A.M., Helleur, R. 2000. Influence of exchangeable ammonium on the survival of earthworms during the vermicomposting of fish offal mixed with peat. In: Warman, P.R., Taylor, B.R. (Eds.), *Proceedings of the International Composting Symposium*, pp. 153-163.

Deibert, E., Utter, R. 1994. Earthworm populations related to soil and fertilizer management practices. *Better Crops* 78, 9-11.

Dijkstra J.J., Meeussen J.C.L., Comans R.N.J. 2004. Leaching of Heavy Metals from Contaminated Soils: An Experimental and Modeling Study. *Environmental Science and Technology* 38: 4390-4395.

Edwards, C.A., Bohlen, P.J. 1996. *Biology and Ecology of Earthworms*. Chapman & Hall, New York.

Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L., Geels, C. 2016. *Atmosfærisk deposition 2015*. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 70 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 204.

Eriksen, J. 2009. Soil sulfur cycling in temperate agricultural systems. *Advances in Agronomy* 102: 55-89.

- Fangueiro, D., Hjorth, M., Gioelli, F. 2015a. Acidification of animal slurry– a review. *Journal of Environmental Management* 149: 46-56.
- Fangueiro, D., Surgy, S., Fraga, I., Cabral, F., Coutinho, J. 2015b. Band application of treated cattle slurry as an alternative to slurry injection: Implications for gaseous emissions, soil quality, and plant growth. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 211: 102-111.
- Glaesner, N., Kjaergaard, C., Rubaek, G.H., Magid, J. 2011. Interactions between Soil Texture and Placement of Dairy Slurry Application: II. Leaching of Phosphorus Forms. *Journal of Environmental Quality* 40: 344-351.
- Hansen, S., Engelstad, F. 1999. Earthworm populations in a cool and wet district as affected by tractor traffic and fertilisation. *Applied Soil Ecology* 13: 237-250.
- Hansen M.N, Knusen L. 2017. Notat om gylleforsuring i dansk landbrug. SEGES, 12. November 2017. Bilag 1 til denne rapport.
- Heathwaite, A.L., Griffith, P., Parkinson, R.J. 1998. Nitrogen and Phosphorus in runoff from grassland with buffer strips following application of fertilizers and manures. *Soil Use and Management* 14: 142-148.
- Herold, M.B., Baggs, E.M., Daniell, T.J. 2012. Fungal and bacterial denitrification are differently affected by long-term pH amendment and cultivation of arable soil. *Soil Biology and Biochemistry* 54: 25-35.
- Hjorth, M., Cocolo, G., Jonassen, K., Abildgaard, L., Sommer, S.G. 2015. Continuous in-house acidification affecting animal slurry composition. *Biosystems Engineering* 132: 56-60.
- Holmer, M., Storkholm, P. 2001. Sulphate reduction and sulphur cycling in lake sediments: A review. *Freshwater Biology* 46: 431-451
- Hughes, R.J., Nair, J., Ho, G. 2008. The toxicity of ammonia/ammonium to the vermifiltration wastewater treatment process. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 58: 1215-1220.
- Jensen, M.L. 2015a. The effect of acidification on slurry nitrogen turnover in arable soils, and on nitrous oxide emissions. M.Sc. thesis, Agro-Environmental Management, Aarhus University. 68 pp.
- Jensen J., Bak J., Larsen M.M. 1996. Tungmetaller i danske jorder. Tema-rapport nr. 4, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Jensen J. 2015b. Environmental evaluation of the suggested limit values for metals in calcium silicate used as liming materials on EU soils. Notat til Natur-Erhvervstyrelsen for Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug (DCA).
- Jensen J, Larsen MM, Bak JL. 2016. National monitoring study in Denmark finds increased and critical levels of copper and zinc in arable soils fertilized with pig slurry. *Environmental Pollution* 214: 334-340.

Jensen J., Bak J. In Press. Zink og kobber i vandmiljøet. Kilder, forekomst og den miljømæssige betydning. Rapport nr. XXX, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.

Kissel D.E., Sonon L., Vendrell P.F., Isaac R.A. 2009. Salt concentration and measurement of soil pH. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 40: 179-187.

Koblenz, B., Tischer, S., Rücknagel, J., Christen, O. 2015. Influence of biogas digestate on density, biomass and community composition of earthworms. *Industrial Crops and Products* 66: 206-209.

Körner, S., Das, S.K., Veenstra, S., Vermaat, J.E. 2001. The effect of pH variation at the ammonium/ammonia equilibrium in wastewater and its toxicity to *Lemna gibba*. *Aquatic botany* 71: 71-78.

Laughlin, R.J., Stevens, R.J. 2002. Evidence for fungal dominance of denitrification and code nitrification in a grassland soil. *Soil Science Society of America Journal* 66: 1540-1548.

Magid, J., Jensen, M.B., Mueller, T., Hansen, H.C.B. 1999. Phosphate leaching responses from unperturbed, anaerobic, or cattle manured mesotrophic sandy loam soils. *Journal of Environmental Quality* 28: 1796-1803.

Murchie, A.K., Blackshaw, R.P., Gordon, A.W., Christie, P. 2015. Responses of earthworm species to long-term applications of slurry. *Applied Soil Ecology* 96: 60-67.

Nielsen, O.-K., M.S. Plejdrup, M. Winther, M. Nielsen, S. Gyldenkærne, M.H. Mikkelsen, R. Albrektsen, M. Thomsen, K. Hjelgaard, P. Fauser, H.G. Bruun, V.K. Johannsen, T. Nord-Larsen, L. Vesterdal, I. Callesen, E. Schou, K. Suad-icani, E. Rasmussen, S.B. Petersen, L. Baunbæk, M.G. Hansen. 2016. Denmark's National Inventory Report 2015 and 2016. Emission Inventories 1990-2014 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Aarhus University, DCE –Danish Centre for Environment and Energy, 943pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy. <http://dce2.au.dk/pub/SR189.pdf>

Olesen, J.E., Vendelboe, A., Petersen, S.O., Lund, P., Jørgensen, U., Kristensen, T., Elsgaard, L., Sørensen, P. In Press. Katalog over virkemidler til reduktion af landbrugets klimagasser. DCA Rapport (under udarbejdelse).

Pedersen, I.F., Rubaek, G.H., Sorensen, P. 2017. Cattle slurry acidification and application method can improve initial phosphorus availability for maize. *Plant and Soil* 414: 143-158.

Petersen, S.O., Nielsen, A.L., Haarder, K., Henriksen, K. 1992. Factors controlling nitrification and denitrification: A laboratory study with gel-stabilized liquid cattle manure. *Microbial Ecology* 23: 239-255.

Petersen, S.O., Nissen, H.H., Lund, I., Ambus, P. 2003. Redistribution of slurry in soil as influenced by organic matter content and injection method. *Journal of Environmental Quality* 32: 2399-2409.

- Petersen, S.O., Andersen, A.J., Eriksen, J. 2012. Effects of slurry acidification on ammonia and methane emission during storage. *Journal of Environmental Quality* 41: 88-94.
- Sanders R., McGrath S.P., Adams T.McM. 1986. Zinc, copper and nickel concentrations in ryegrass grown on sewage sludge-contaminated soils of different pH. *Journal of Science in Food and Agriculture* 37: 961-968.
- Sauvé S., Hendershot W., Allen H.E. 2000. Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils: Dependence on pH, Total Metal Burden, and Organic Matter. *Environmental Science and Technology* 34: 1125-1131.
- Sharpley, A., Moyer, B. 2000. Phosphorus Forms in Manure and Compost and Their Release during Simulated Rainfall. *Journal of Environmental Quality* 29: 1462-1469.
- Smith S.R. 1994. Effect of soil pH on availability to crops of metals in sewage sludge-treated soils. I. Nickel, copper and zinc uptake and toxicity to ryegrass. *Environmental Pollution* 85: 321-327.
- Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M., Moonen, M., Zwaga, K. and Roelofs, J.G.M. 2001. Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry* 54: 219-225.
- Spurgeon, D., Hopkin S. 1996. Effects of variations of the organic matter content and pH of soils on the availability and toxicity of zinc to the earthworm *Eisenia fetida*. *Pedobiologia* 40: 80-96.
- Sukreeyapongse, P.E. Holme, B.W. Strobel, S. Panichsakpatana, J. Magid, H.C.B. Hansen. 2002. pH-dependent release of cadmium, copper, and lead from natural and sludge-amended soils. *Journal of Environmental Quality* 31: 1901-1909.
- Søndergaard, M. 2007. Næringsstoffdynamik i søer – med fokus på fosfor, sedimentet og restaurering af søer. Doktordisputats. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 68 s.
- Sørensen, P., Eriksen, J. 2009. Effects of slurry acidification with sulphuric acid combined with aeration on the turnover and plant availability of nitrogen. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 131: 240-246.
- Sørensen P., Scott-Fordsmand J., Jensen J. 2011. Ecotoxicological evaluation of As, Cd, Cr, Pb, Hg and Ni applied with fertilisers in Denmark. Internal Report No. 111, Aarhus University.
- Sørensen, P., Rubaek, G.H. 2012. Leaching of nitrate and phosphorus after autumn and spring application of separated solid animal manures to winter wheat. *Soil Use and Management* 28: 1-11.
- Sørensen, P., Jensen, L.S. 2013. Nutrient Leaching and Runoff from Land Application of Animal Manure and Measures for Reduction. In: Sommer, S.G., Christensen, M.L., Schmidt, T., Jensen, L.S. (Eds.), *Animal Manure Recycling: Treatment and Management*. John Wiley & Sons Ltd, pp. 195-210.

Timmerman, A., Bos, D., Ouwehand, J., de Goede, R.G.M. 2006. Long-term effects of fertilisation regime on earthworm abundance in a semi-natural grassland area. *Pedobiologia* 50: 427-432.

Trout, T., Johnson, G. 1989. Earthworms and furrow irrigation infiltration. *Transactions of the ASAE* 32, 1594-1598.

Withers, P.J.A., Bailey, G.A. 2003. Sediment and phosphorus transfer in over-land flow from maize field receiving manure. *Soil Use and Management* 19, 28-35.

Yague, M.R., Domingo-Olive, F., Bosch-Serra, A.D., Poch, R.M., Boixadera, J., 2016. Dairy cattle manure effects on soil quality: porosity, earthworms, aggregates and soil organic carbon fractions. *Land Degradation and Development* 27: 1753-1762.

Yeardley, R.B., Lazorchak, J.M., Pence, M.A. 1995. Evaluation of Alternative Reference Toxicants for Use in the Earthworm Toxicity Test. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14: 1189-1194.

Zak, D., Rossoll, T., Exner, H.-J., Wagner, C., Gelbrecht, J. 2008. Mitigation of sulfate pollution by rewetting of fens – a conflict with restoring their phosphorus sink function? *Wetlands* 29, 1093-1103.

Bilag 1

Notat om anvendelse af gylleforsuring i dansk landbrug

Landskonsulent Martin Nørregaard Hansen og chefkonsulent Leif Knudsen, SEGES

12. november 2017

Lek

Notat om anvendelse af gylleforsuring i dansk landbrug.

Landskonsulent Martin Nørregaard Hansen og chefkonsulent Leif Knudsen

Det generelle pH i forsuret gylle

Ved forsuring af gylle sænkes gyllens pH med henblik på at begrænse ammoniaktabet ved gyllens lagring og udbringning. Forsuringen af gylle sker typisk ved tilsætning af svovlsyre. pH niveauet i den forsurede gylle afhænger af gylletypen og mængden af tilsat svovlsyre, men også af tidsforløbet mellem tilsætningen af syre og udbringningstidspunktet. pH niveauet i den forsurede gylle afhænger derfor også af om forsuringen sker i stalden, i lageret eller i forbindelse med gyllens udbringning. Desuden har det betydning hvilke krav til pH der er relateret til de forskellige forsuringsteknologier. Tabel 1 giver derfor en oversigt over lovkrav til pH niveau i gylle behandlet med forskellige forsuringsteknologier.

Tabel 1. Krav til pH niveau i gylle efter syrebehandling og i forbindelse med gyllens udbringning.

Forsuringsteknologi	Lovkrav pH
Staldforsuring	pH \leq 5,5 efter behandling
Tankforsuring	pH \leq 5,5 efter behandling. pH \leq 6,0 ved udbringning
Markforsuring	pH \leq 6,4 ved forsuring med ren svovlsyre pH \leq 6,0 ved forsuring med ikke ren svovlsyre og svovlsyre tilsat kvælstof

Gyllens pH vil normalt stige lidt igen i forhold til en pH måling umiddelbart efter, at gyllen er blevet forsuret. Staldforsuret gylle vil derfor normalt have et højere pH i forbindelse med udbringning end det niveau, det er forsuret til. I en undersøgelse gennemført af SEGES fandt man, at gyllen ved udslusning fra stalden havde et pH på mellem 5,5 og 5,75 ved daglig syrebehandling, mens gyllens pH var mellem 5,75 og 6,25, hvis gyllen kun blev genforsuret to gange ugentligt (Johnassen K, 2016). Også efter udslusningen kan der ske en pH stigning i lagertanken. En Farmtest udarbejdet i 2007 fandt dog i en undersøgelse gennemført på 10 landbrug, der benyttede staldforsuring, at pH i den lagrede gylle lå på mellem 5,5 og 6,0, forudsat at forsuringsanlægget havde kørt tilfredsstillende forud for pH bestemmelsen (FarmTest, 2007).

Også i tankforsuret gylle kan der ske en stigning i pH efter forsuringen. Der er derfor krav om, at pH ikke må overstige 6,0 i forbindelse med gyllens udbringning, og at dette skal undersøges og dokumenteres i forbindelse med gyllens udbringning. I praksis sker tankforsuring normalt umiddelbart før gyllens udbringning, hvorfor tankforsuret gylle vurderes at have et pH tæt på 5,5 ved udbringningen.

I forbindelse med markforsuring afhænger gyllens pH af, hvilket system der benyttes til udbringningen. Udbringes gyllen med et SyreN system, skal gyllen forsures til et pH niveau på mindre end 6,4. Hvis gyllen derimod udbringes med et Kyndestoft system eller den tilsættes kvælstof i forbindelse med gylleforsuringen, skal gyllen forsures til et pH niveau på mindre end 6,0. I praksis afhænger gyllens pH af, hvor meget syre der tilsættes den udbragte gylle. Jo højere syretilsætning, jo lavere pH. Gylletypen har dog også stor betydning, syreforbruget er således generelt højere i mere tørstofrige gylletyper, og er specielt højt ved forsuring af gylletyper med et højt pH og stor bufferkapacitet, eksempelvis afgasset gylle.

Det gennemsnitlige forbrug af svovlsyre til gylle forsuring i 2014-16

SYREFORBRUG VED STALDFORSURING

Syreforbruget til forsuring af gylle til lovkravet afhænger som nævnt af en række forhold, herunder gylletype (kvæg, svin, mink), gyllens alder og tørstofindhold og, om gylle er afgasset eller ej. Det præcise syreforbrug kendes derfor ikke. Der er dog gennemført undersøgelser af syreforbruget hos en række landmænd der benytter staldforsuring i forbindelse med deres kvæg- og svineproduktion.

I en farmtest udført af Videncentret for Landbrug har man opgjort syreforbruget per m³ gylle forsuret hos 8 kvæglandbrug (FarmTest, 2011). Undersøgelsen viser, at syreforbruget udgjorde mellem 5,4 og 12 kg svovlsyre per m³ gylle forsuret (Tabel 2). Syreforbruget blev i samme undersøgelse fundet at være mellem 120 og 170 procent højere end forventet jævnfør teknologibladet svovlsyrebehandling af gylle, malkekvæg (Miljøstyrelsen, 2010).

Tabel 2. Syreforbruget ved staldforsuring af kvæggylle. Tallene er oplyst eller beregnet hos otte forskellige landmænd. Tallene er indhentet fra FarmTest, 2011.

Landbrug	1	2	3	4	5	6	7	8	Gennemsnit
Kg svovlsyre pr. m ³ gylle	11,9	5,4	12,7	7,2	8,0	8,0	6,6	6,9	8,3

Videncentret for Svineproduktion har gennemført en række undersøgelser af miljøeffekter ved gylleforsuring i slagtesvinestalde. I disse undersøgelser har de opgjort syreforbruget til at forsure gyllen til pH 5,5 til at udgøre mellem 6 til 7 kg syre per slagtesvin, svarende til et svovlsyreforbrug på mellem 12 og 14 kg svovlsyre per m³ gylle (Jonassen K, 2016). Også dette er væsentligt højere end det forventede forbrug på 4 til 6 kg syre per m³ gylle angivet i teknologibladet svovlsyrebehandling af gylle, slagtesvin (Miljøstyrelsen, 2011)

SYREFORBRUG VED TANKFORSURING

I forbindelse med optagelse på Miljøstyrelsens Teknologiliste er der gennemført en test af syreforbruget ved tankforsuring med tankforsuringsanlægget fra Harsø Maskiner. Her er pH-sænkning og syreforbrug målt i tre gylletanke med kvæggylle og tre tanke med svinegylle. I testen blev der brugt 6,3-7,0 kg koncentreret svovlsyre pr. ton kvæggylle og 12,6-13,3 kg svovlsyre pr. ton svinegylle (ETV-Danmark, 2013). Der er ikke gennemført test i afgasset gylle, men det må forventes, at syreforbruget vil være betydeligt højere end i kvæg- og svinegylle på grund af det høje indhold af opløst bicarbonat i den afgassede gylle.

SYREFORBRUG VED MARKFORSURING

I forbindelse med gennemførelse af forsuringseffekter i landsforsøgene registreres syreforbruget og gyllens pH før og efter forsuringen. Syreforbruget afhænger af gylletypen og gyllens pH før forsuringen. I den følgende tabel ses syreforbruget ved en række Landsforsøg gennemført i perioden fra 2014 til 2016, hvor forskellige gylletyper er søgt forsuret til enten pH 6,0 eller pH 6,4 (Tabel 3).

Tabel 3. Registreret syreforbrug ved forsuring af forskellige gylletyper til pH 6 eller 6,4 i landsforsøg gennemført i perioden fra 2014 til 2016. Syreforbruget er opgjort henholdsvis som liter og kg svovlsyre per m³ gylle udbragt.

Gylletype	Antal forsøg	pH mål	pH før forsuring	pH efter forsuring	pH reduktion	Syreforbrug, l/m ³	Syreforbrug, kg/m ³
Svin forsuret til pH 6,0	8	6,0	7,4	6,1	1,3	3,0	5,6
Svin forsuret til pH 6,4	8	6,4	7,3	6,5	0,8	2,6	4,8
Kvæg	3	6,1	7,2	6,5	0,7	3,0 ¹	5,5 ¹
Afgasset gylle	3	6,1	7,7	6,0	1,7	7,9	14,6

¹ I praksis benyttes der gennemsnitligt kun ca. 1,5 l syre per m³ kvæggylle, svarende til ca. 2,7 kg syre per m³ gylle udbragt (Toft M., pers med. 2017).

Tabellen viser, at der i forsøgene med ikke afgassede gylletyper generelt er brugt mellem 5 og 6 kg syre pr m³ gylle til at sikre et pH niveau i den udbragte gylle, der svarer til lovkravene, mens syrebehovet er væsentligt højere for afgasset gylle (Tabel 3).

I praksis bestemmes syredoseringen ved markforsuring ved at gyllen doseres syre til den er forsuret til pH 6,4. Registreringen af gyllens pH gennemføres ved løbende målinger af den gylle der udpumpes. Forbruget af syre er erfaringsmæssigt lavere end registreret i forbindelse med landsforsøgene. I praksis benyttes der mellem 0,5 og 2 l syre per m³ kvæggylle og det gennemsnitlige forbrug udgør ca. 1,5 l syre per m³ gylle (Toft, M. pers com.). Det lavere syreforbrug i praksis kan muligvis forklares ved, at mens pH registreringen i landforsøgene gennemføres ved at måle pH i udtagne gylleprøver, sker pH registreringen i praksis ved løbende målinger i forbindelse med forsuringen lige efter blandingen af syre og gylle i den udpumpede gylle.

På baggrund af ovenstående undersøgelser er der indsat skøn over det omtrentlige svovlsyreforbrug ved forsuring af henholdsvis svine-, kvæg og afgasset gylle (Tabel 4).

Tabel 4. Omtrentligt behov for tilførsel af svovlsyre per tons gylle til forsuring af gylle til det krævede pH. Alle tal er vist som kg svovlsyre per m³ gylle.

Forsuringstype	Svinegylle	Kvæggylle	Afgasset gylle
Staldforsuring	13	8	-
Tankforsuring	12,6-13,3	6,3-7,0	-
Markforsuring	4,8-5,6	5,5 ¹	14,6

¹ I praksis benyttes der gennemsnitligt kun ca. 2,7 kg syre per m³ gylle udbragt (Toft M., pers med.).

Det nuværende omfang af gylleforsuring af henholdsvis svine og kvæggylle.

Omfanget af forsuring kendes ikke præcist, men i 2014 blev der på baggrund af data fra Morten Toft og Danske Maskinstationer og Entreprenører udarbejdet en opgørelse over omfanget af forsuringspotentialerne ved henholdsvis staldforsuring, tankforsuring og markforsuring (Tabel 5).

Tabel 5. Opgørelse af potentialet for forsuring af gylle i 2014 (Peters K., 2016), samt vurdering af gyllemængder der hhv. tank- og markforsures i 2016. Vurderingen af omfanget i 2016 er udarbejdet på baggrund af en medlemsundersøgelse gennemført af brancheorganisationen Danske Maskinstationer og Entreprenører (Madsen, T, 2017).

Forsuringstype	Antal anlæg i dk	Mængde gylle forsuret, 2014 mio. ton/år	Vurderet mængde forsuret, 2016 mio. tons
Staldforsuring	140	1,3	1,3
Tankforsuring	75	1,6	0,4
Markforsuring	110	3,7	1,6
I alt	325	6,6	3,3

Omfanget af staldforsuring vurderes forholdsvis konstant, mens omfanget af henholdsvis tank og markforsuring afhænger af en række forhold som udviklingen i priser på afgrøder og syre og reguleringen af landbrugets kvælstofkvote.

Danske Maskinstationer og Entreprenører har i 2017 gennemført en spørgeskemaundersøgelse blandt deres medlemmer, bl.a. for at fastslå, hvor stor en andel af den gylle de udbragte i 2016 der var forsuret (Madsen T, 2017). Undersøgelsen viser, at maskinstationsbranchen i 2016 udbragte ca. 1,6 mio. tons markforsuret gylle årligt (Tabel 5). Maskinstationsbranchen udbringer ca. 70% af den danske gylle, men varetager stort set forsuringen af hele den mængde der forsures i mark. Det vurderes derfor, at der i 2016 årligt udbringes i ca. 1,6 mio. tons markforsuret gylle.

Maskinstationsbranchen varetager tilsvarende langt hovedparten af den tankforsuring der foretages før udbringningen. Branchen vurderer, at den samlede mængde af tankforsuret gylle udgør omkring 25 pct. af den mængde der markforsures, svarende til ca. 0,4 mio. tons årligt (Madsen T. pers com, 2017).

Den samlede mængde gylle der forsures skønnes derfor at udgøre ca. 3,3 mio. tons årligt svarende til ca. 10 pct. af den samlede udbragte mængde gylle. Dette er markant lavere end tidligere opgørelser, hvilket bl.a. kan skyldes, at den nye kvælstofregulering i landbruget mindsker forsuringens økonomiske fordele.

Det præcise omfang af forsuring af henholdsvis svine- og kvæggylle kendes ikke. I det følgende er der dog udarbejdet et skøn over fordelingen, bl.a. på baggrund af kontakt til maskinstationsbranchen.

Der er i dag ca. lige mange staldforsuringsanlæg på svinebrug som på kvægbrug (Jonassen K, 2016). Det skønnes derfor, at 50 pct. af de ca. 1,3 mio. tons gylle der staldforsures er svinegylle. Tankforsuring vurderes mest almindelig i forbindelse med kvæggylle. Det skønnes derfor, at kvæggylle udgør ca. 75% af den mængde gylle der tankforsures. Tilsvarende vurderes markforsuring mest udbredt i forbindelse med udbringning af kvæggylle, og det anslås at kvæggylle ud-

gør ca. 90 pct. af den markforsurede mængde (Toft M., pers med.). På baggrund af ovenstående er der udarbejdet et skøn over hvor store mængder af de forskellige gylletyper der forsures med de forskellige teknologier (Tabel 6).

Tabel 6. Skøn over forsuren af henholdsvis svine- og kvæggylle ved de forskellige forsuringsteknologier. Opgørelsen er udarbejdet på baggrund af Miljøstyrelsens opgørelse over omfanget af staldforsuring og maskinstationsbranchens opgørelse over mængder af tank og markforsuret gylle der udbringes i 2016, samt skøn over fordelingen mellem svine- og kvæggylle.

Forsuringstype	Svinegylle mio. tons/år	Kvæggylle mio. tons/år	I alt mio. tons/år
Staldforsuring	0,65	0,65	1,3
Tankforsuring	0,1	0,3	0,4
Markforsuring	0,2	1,4	1,6
I alt	0,9	2,4	3,3

Udviklingen i forsuringsofanget de følgende år kendes ikke. Omfanget af staldforsuring stiger dog løbende i forbindelse med nybyggeri og staldudvidelser. Der er derfor forventning om at omfanget af staldforsuring vil stige de kommende år, og det er anslået, at i alt 3,4 mio. tons gylle vil blive staldforsuret i 2030 (Fødevarer- og Ressourceøkonomi, 2017). Stigningen af staldforsuring kan yderligere blive forøget, hvis staldforsuring bliver et virkemiddel i forbindelse med kommende klimatiltag på landbrugsområdet. Udviklingen af staldforsuring er dog i væsentlig grad sammenkoblet med nybyggeri og staldudvidelser, hvorfor udviklingen også afhænger af udviklingen i erhvervet.

Udviklingen i tank- og markforsuring afhænger som nævnt af udviklingen i afgrøder- og syrepriser, samt udviklingen i landbrugets kvælstofregulering. På den korte bane forventes der ikke markante ændringer.

Udbringning af forsuret gylle på forskellige jordtyper

Der er ikke foretaget opgørelser af lokaliseringen af forsuren. Men det må antages, at hovedparten af forsuren sker på kvægbrug, og kvægbrug er hovedsagligt lokaliseret på udrænnet sandjord. Andelen af svinegylle, som forsures kan være på både sandjord og lerjord. Et forsigtigt skøn vil være, at 75 pct. af den forsurede gylle udbringes på udrænnet sandjord og 25 pct. på lerjord, hvoraf ca. halvdelen vil være drænet.

Forsuringens effekt på kalkningsfrekvens, samt anbefalede grænser for at foretage kalkning

Tilsætning af svovlsyre til gylle reducerer gyllens pH og kan dermed resultere i et øget behov for kalkning af landbrugsjorden. Forsuringen resulterer imidlertid i flere kemiske processer i selve gyllen før udbringning og i jorden efter udbringning. Derfor kan er det vanskeligt præcist at kvantificere effekten på kalkbehovet. Der foreligger ikke nogen eksperimentelle undersøgelser af, hvordan reaktionstallet (pH) i jorden har udviklet sig efter flere års tilførsel af forsuret gylle sammenlignet med ikke forsuret gylle.

Ved en støkiometrisk beregning svarer tilsætning af 1 liter svovlsyre (96 pct.) renhed til et forbrug af 53 kg calciumcarbonat (kulsur kalk) til neutralisering af syren. Det svarer igen 70 kg jordbrugs-

kalk med 75 pct. neutraliserende evne. Vestergaard (2015) angav tilsvarende et kalkforbrug på 75 kg jordbrugskalk ved tilførsel af samme mængde syre.

Ved ammoniakfordampning fra husdyrgødning i såvel stald, lager og ved udbringning sker der en reduktion i pH i husdyrgødningen. Tilsætning af syre reducerer ammoniakfordampningen og reducerer derfor også forsuren med ammoniakfordampning. Hvis det antages, at reduktionen af fordampningen af kvælstof er 5 kg kvælstof pr. 1,5 liter svovlsyre kan det beregnes, at det reducerer kalkforbruget med 23 pct. Omvendt betyder et højere ammoniumindhold i jorden, fordi fordampningen af ammoniak er mindre, også en øget forsuren af jorden, fordi jorden forsures midlertidigt, når ammonium omdannes til nitrat. Den endelige effekt på forsuren af nitrifikationen afhænger af, hvor stor en del af kvælstoffet, der udnyttes af planterne. Jo større andel af kvælstof, der udnyttes, jo mindre er forsuren (Knudsen, 2004)

Kvantificeringen af effekt på kalkforbruget ved forsuren kompliceres også af, at brug effekten af ikke forsuret husdyrgødning på kalkforbruget ikke er entydig. Ved tilførsel af husdyrgødning tilføres calciumcarbonat, der virker basisk men også ammonium, som kan forsure jorden. Nettoeffekten afhænger derfor af kvælstofudnyttelsen (Knudsen, 2004).

Effekten af forsuren af gylle på kalkforbruget er derfor usikker. Samlet vurderes det, at kalkforbruget vil udgøre i størrelsesordenen 1,0-1,8 kg CaCO³ pr. liter svovlsyre. I tabel 7 er der vist en beregning af kalkforbruget pr. ha ved anvendelse af de syremængder, der er angivet i tabel 4. Ved staldforsuring beregnes et kalkforbrug på 217-390 kg kalk for svinegylle til at ophæve pH virkningen af forsuren, mens behovet ved markforsuring er betydeligt mindre. Til sammenligning anvendes der i dag i gennemsnit i Danmark 200-250 kg jordbrugskalk pr. år på omdriftsarealet.

Tabel 7. Beregnet kalkforbrug ved forskellige gylletyper

	Ton gylle pr. ha ¹	Staldforsuring	Tankforsuring	Markforsuring	Staldforsuring		Tankforsuring		Markforsuring	
					kg kalk pr. liter svovlsyre					
					1,0	1,8	1,0	1,8	1,0	1,8
					<i>Kg kalk pr. ha pr. år som følge af forsuren</i>					
Svinegylle	30	7,2	7,2	2,9	217	390	217	390	87	156
Kvæggylle	43	4,4	3,7	3,1	190	342	159	286	131	235
Afgasset gylle	35	0,0	0,0	8,3					292	525

¹Gyllemængden er beregnet ud fra normtal og tilførsel af 140 kg kvælstof pr. ha i svinegylle, 170 i kvæggylle og 155 i afgasset gylle.

Værdierne i tabel 7 er en teoretisk beregning. Ved en høj kvælstofudnyttelse af kvælstof i gyllen kan kalkforbruget i praksis være mindre.

I praksis anbefales kalkning ud fra bestemmelse af reaktionstal i jorden (pH). Mange bedrifter får taget jordbundsprøver systematisk hvert 4.-7. år på hele arealet. Der udtages ca. 100.000 jordbundsprøver i Danmark hvert år. Ud fra resultater af disse analyser udarbejdes en plan for kalkning frem til næste udtagning. Landmanden kalker ofte hvert 4.-5. år. Kalkbehovet bestemmes ud fra forskellen mellem det målte reaktionstal og det tilstræbte reaktionstal. Det tilstræbte reaktionstal afhænger af afgrødesammensætningen (efter afgrødernes følsomhed overfor lave reaktionstal), jordtypen og jordens indhold af organisk stof (humus). SEGES tilbyder et program til lagring og kommentering af jordbundsanalyseresultater samt beregning af kalkbehov (MarkAnalyse-Online).

I nedenstående tabel er vist, hvilke reaktionstalsniveauer, der tilstræbes i SEGES dyrkningsvejledning om kalkning (SEGES: Kalkning)

Tabel 8. Tilstræbte niveauer for reaktionstal i forskellige jordtyper og afgrødesammensætninger.

Jordtype, JB-nr.	Sædskifte mht. følsomme afgrøder	Meget lavt	Lavt	Middel (tilstræbt niveau)	Højt	Meget højt
1-4	Tolerante	U. 5,2	5,2-5,7	5,8-6,1	6,2-6,5	O. 6,5
	Middel	U. 5,5	5,5-5,9	6,0-6,3	6,4-6,7	O. 6,7
	Følsomme	U. 5,7	5,7-5,9	6,0-6,5	6,6-6,9	O. 6,9
5-6	Tolerante	U. 5,3	5,3-6,0	6,1-6,5	6,6-6,9	O. 6,9
	Middel	U. 5,5	5,5-6,2	6,3-6,7	6,8-7,1	O. 7,1
	Følsomme	U. 5,7	5,7-6,4	6,5-6,9	7,0-7,3	O. 7,3
7-9	Tolerante	U. 5,3	5,3-6,3	6,4-6,7	6,8-7,2	O. 7,2
	Middel	U. 5,5	5,5-6,5	6,6-6,9	7,0-7,4	O. 7,4
	Følsomme	U. 5,7	5,7-6,7	6,8-7,1	7,2-7,6	O. 7,6
11	Tolerante	U. 4,3	4,3-4,7	4,8-5,2	5,3-5,7	O. 5,7
	Middel	U. 4,5	4,5-4,9	5,0-5,4	5,5-5,9	O. 5,9
	Følsomme	U. 4,7	4,7-5,1	5,2-5,6	5,7-6,1	O. 6,1

Referencer.

ETV-Danmark, 2013. Harsø Slurry Tank Acidification System. Slurry acidification for reduced ammonia emission. http://www.etv-danmark.dk/filer/landbrug/DANETV_Verification_report_Harsø_2-0_02-12-2013.pdf

FarmTest, 2007. Gylleforsuring Infarm A/S. Farmtest bygninger, nr. 41, 2007. Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret. pp 28.

FarmTest, 2011. Gylleforsuring i kvægstalde. Farmtest kvæg, nr. 66, 2011. Videncenter for Landbrug, kvæg. pp 14.

Hansen, M.N. 2017. Statistik for kalkforbruget i 2016, Planteavl/orientering. https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Goedskning/Kalkning/Sider/pl_17_2439_po_kalkstatistik.aspx

Institut for Fødevarer og Ressourceøkonomi, 2017. Udkast til baggrundsnotat vedr. krav om forsuring af gylle i stalden opdelt på kvæg og svinegylle. 9 okt. 2017.

- Jonassen K. In prep. Gylleforsuring – behandlingshyppighedens betydning for pH-stabilitet og ammoniakemission, SEGES Meddelelse in prep.
- Jonassen K. 2016. Ammonia emission reduction during in house slurry acidification. Indlæg ved miljøstyrelsens internationale seminar om gylleforsuring. 26 september 2016, Vejle.
- Knudsen L., 2004. Baggrund for kalkningsvejledning 2004, Planteavl/orientering - 07-521.
https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Goedskning/Kalkning/Sider/Baggrund_for_kalkning_svejledning_2004.aspx
- Madsen, T. 2017. Omfanget af gylleforsuring opgjort blandt en række af DM&E medlemmer i 2016. Workshop om gylleforsuring, Danske Maskinstationer og Entreprenører, sep. 2017.
- Miljøstyrelsen, 2010. Svovlsyrebehandling af gylle, malkekvæg. Miljøstyrelsens teknologiblad. V3.
- Miljøstyrelsen, 2011. Svovlsyrebehandling af gylle, slagtesvin. Miljøstyrelsens teknologiblad. V2.
- Peters K. 2016. Introduction to the International seminar on slurry acidification. Indlæg ved miljøstyrelsens internationale seminar om gylleforsuring. 26 september 2016, Vejle.
- SEGES: Kalkning. [https://dyr-plant.dlbr.dk/Web/\(S\(r2fxby2qbzgdmazogov3ji3b\)\)/Forms/Main.aspx?page=Vejledning&cropID=71](https://dyr-plant.dlbr.dk/Web/(S(r2fxby2qbzgdmazogov3ji3b))/Forms/Main.aspx?page=Vejledning&cropID=71)
- Toft M., 2017. Morten Toft er ejer af BioCover a/s der har varetaget udviklingen af SyreN udbringningssystemet der benyttes i forbindelse med hovedparten af den gylle der markforsures i dk.
- Vestergaard, A.V. (2015): Status, økonomi og overvejelser ved forsuring af gyle. I Planteavl/orientering – 279.
https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Goedskning/Husdyrgoedning/Sider/Status-oekonomi-overvejlses-ved-forsuring-af-gylle_pl_po_15_279_2625.aspx#Meromkostninger_til_oeget

[Tom side]

POTENTIELLE MILJØEFFEKTER VED ANVENDELSE AF FORSURET GYLLE PÅ LANDBRUGSJORD

I Danmark forsuress 20 % af alt flydende husdyrgødning med svovlsyre forud for udbringning på landbrugsjord, hvilket reducerer potentialet for ammoniakfordampning fra gyllen. Denne rapport belyser eventuelle negative miljømæssige konsekvenser og sideeffekter ved denne praksis. Et mindre og midlertidigt pH fald i jorden som følge af gødskning med forsuret gylle forventes ikke at have de store direkte konsekvenser for den mikrobielle omsætning eller andre jordbundsorganismer. Gylleforsuring kan dog medføre en øget mobilitet af fosfor i gyllen, og dermed øget risiko for fosfortab. Udvaskning af overskydende svovl kan desuden påvirke mobiliteten af fosfor hvis sulfat reduceres og binder jern, og derved mobiliserer fosfatforbindelser. Viden om den kvantitative betydning af disse processer er dog begrænset. For en række metaller, specielt nikkel og zink, kan der ligeledes forventes en øget mobilitet ved faldende pH. Modelberegninger tyder på en tredobling og fordobling af nikkel og zink i jordvæsken ved et fald i jordens pH på 0,5. Effekterne vil dog bl.a. afhænge af jordens bufferkapacitet. Endelig konkluderes det, at den nødvendige ekstra brug af kalk på marker gødet med forsuret husdyrgødning vil øge tilførslen af tungmetaller. Det vil dog umiddelbart kun være målbart for cadmium.