


## 우리나라 산림토양의 산성화 민감도평가와 그에 따른 토양 이화학적 특성 비교분석

이아림 · 구남인 \*

국립산림과학원 산림육성·복원연구과

### Comparison of Soil Physicochemical Properties According to the Sensitivity of Forest Soil to Acidification in the Republic of Korea

Ah Lim Lee and Namin Koo \*

Department of Forest Restoration and Resource Management, National Institute of Forest Science, Seoul 02455, Korea

**요약:** 본 연구는 국내 산림토양을 대상으로 새로운 민감도 평가기법을 활용하여 산림토양 산성화 민감도를 평가하여 3가지 등급으로 구분하고, 각 민감도 그룹별 산성화 정도 및 토양 이화학적 특성을 비교·분석하여 산림토양의 질적 현황을 파악하려는 목적으로 수행되었다. 공시토양은 국립산림과학원에서 설치한 산성화 모니터링 고정조사지에서 채취하여 이화학적 특성 분석에 활용하였으며, 산림토양 산성화 민감도는 토양 pH<sub>H2O</sub>, 양이온치환용량(Cation exchange capacity, CEC), 염기포화도(Base saturation, BS)를 활용하여 평가하였다: '양호'(pH≥4.2, CEC≥15cmol/kg, BS≥15%), '주의'(1~2개 지표 '양호' 등급 기준미달), '심각'(3가지 지표 모두 미달). 전체 공시토양의 약 19%가 '양호'등급으로 분류되었으며, 66%와 15%는 각각 '주의'와 '심각'등급으로 분류되었다. 양호등급의 경우 양분의 상태(치환성 양이온, 치환성 양이온/전질소 몰비), CEC, BS 등 대부분의 토양 인자들이 수목 생육에 적합한 수준인 것으로 나타났다. 그러나 주의 및 심각 등급으로 갈수록 토양의 양분, CEC, BS 등의 인자들이 양호등급의 토양보다 유의하게 낮았으며, K<sup>+</sup> 등의 필수 영양소가 결핍되는 현상이 나타났다. 또한, 독성물질인 치환성 알루미늄의 농도가 양호등급에 비해 2배 이상 높고, 치환성 알루미늄의 독성발현 가능성을 평가하는 Ca/Al지표가 0.6이하로 나타나 산성화로 인해 수목 생육이 저해될 가능성이 높은 것으로 나타났다. 이러한 현상은 토양 산성화로 인한 양분의 용탈 및 치환성알루미늄의 농도 등의 차이 때문으로 사료되며, 주의 및 심각등급의 토양은 산성화로 인한 토양의 질적 저하가 진행되고 있는 것으로 판단된다. 그러므로 산성화로 인한 산림쇠퇴를 방지하기 위해서는 pH교정을 통해 치환성 알루미늄의 유효도를 감소시키고 부족해진 양분을 보충하는 등 토양의 이화학적 환경회복이 필요할 것으로 판단된다.

**Abstract:** The sensitivity of forest soil to acidification in the Republic of Korea (ROK) was evaluated based on pH<sub>H2O</sub>, cation exchange capacity (CEC), and base saturation (BS). Sensitivity to acidification was categorized into three grades: adequate level (AL, pH ≥ 4.2, CEC ≥ 15cmol/kg, BS ≥ 15%), caution level (CL, at least one indicator is below AL), and severe Level (SL, all three indicators are below AL). Soil samples were collected from the 65 stationary monitoring plots (40 × 40 km<sup>2</sup>), distributed throughout ROK. Only 19% of soil samples were classified as AL, while 66% and 15% were CL and SL, respectively. The median of pH<sub>H2O</sub>, CEC, BS, and Ca/Al indicator in AL soils was pH 4.64, 20.7cmol/kg, 29%, and 6.3, respectively. Moreover, BC<sub>ex</sub> (K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup>) and available phosphorus (AP) concentration compared with a threshold value and molar ratio of BC<sub>ex</sub> and AP to total nitrogen (TN) was high. This indicates that AL soils have a good nutrient condition. The molar Ca/Al ratio, an indicator for toxicity of exchangeable aluminum (Al<sub>ex</sub>), was more than 1, indicating no negative impact of Al<sub>ex</sub> on plant growth. On the contrary, the median of pH<sub>H2O</sub>, CEC, and BS in SL soils was pH 4.02, 13.2cmol/kg, and 10%, respectively. The Ca/Al index was less than 0.6, which indicates that negative impacts of Al<sub>ex</sub> on plants were high. Furthermore, both the concentration of BC<sub>ex</sub> in SL soils and the BC<sub>ex</sub>/TN ratio were the lowest among the three acidity degrees. This shows that SLsoils can be degraded by soil acidification compared with less acidic soils.

**Key words:** acid rain, N and S deposition, aluminum buffering capacity, organic matter and aluminum complexation, aluminium hydroxide

\* Corresponding author  
E-mail: koosor@korea.kr

ORCID

Namin Koo  https://orcid.org/0000-0002-9893-7517

## 서 론

유럽, 북미, 및 아시아권을 포함한 세계 곳곳에서 산림 쇠퇴 현상이 지속적으로 보고되고 있다(Godbold et al., 1988; Izuta et al., 2001; Lee et al., 2004; Hogberg et al., 2006). 산림쇠퇴의 대표적인 원인은 토양 산성화로 인한 양분 결핍 및 독성물질 증가, 질소포화 등이 있으며, 이러한 원인들은 대기로부터 유입되는 산성강하물과 밀접한 관련이 있는 것으로 알려져 있다(Vanhala et al., 1996; Driscoll et al., 2003; Cho et al., 2010). 19세기 이래로 전례 없이 증가한 인간의 활동은 산림생태계로 유입되는 산성강하물의 양을 급격하게 증가시켜 산성 물질이 산림생태계에 과잉으로 존재하게 되었다(Grieve, 2001; Galloway et al., 2004; Kim, 2005a; Kunhikrishnan et al., 2016). 주로 황(S)과 질소(N)와 관련된 산성물질의 유입은 노출된 지역에서 토양 산성화를 유발하여  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $K^{+}$ 와 같은 양분들을 용탈시키고(Driscoll et al., 2003; Cho et al., 2010) 양분 유효도를 떨어뜨려(Ohno and Erich, 1990; Sikka and Kansal, 1995; Likens et al., 1996) 전반적인 토양의 영양 상태를 악화시킨다. 질소산화물의 경우 산림생태계에 필요한 양분을 공급한다는 긍정적인 측면(Evans, 1984)도 보고되었으나 대부분의 경우 산림의 질소포화를 야기하여 정상적인 질소순환을 방해하거나 양분의 불균형을 초래하고 미생물의 활동에 악영향을 미쳐 결과적으로 토양의 질을 저하시킨다(Paulissen et al., 2004; Kim, 2006). 또한, 토양의 산도가 높아지게 되면 독성물질 중 하나인 치환성 알루미늄( $Al_{ex}$ )이 증가하게 되어 식물생육에 악영향을 미친다(Poschenrieder et al., 2008). 그러므로 토양의 질적 저하는 산성화 정도와 밀접하게 연관되어 있다. 토양 산성화 피해저감 및 효율적인 산성화 관리를 위해서는 토양 산성화에 대한 산림토양의 민감도를 파악할 필요가 있다. 산림토양의 민감도는 산림토양이 어떤 자극에 대해 반응하는 크기를 의미하는 것으로 외부자극에 대한 취약성을 뜻한다(Tao and Lin, 2002; Blaser et al., 2008b; Nawaz et al., 2011). 따라서 산성화에 대한 산림토양의 민감도는 산성물질유입에 대하여 토양이 얼마나 취약한지를 나타내며, 이미 많은 국가들이 효율적인 산림토양 산성화 관리를 위해 산성화에 대한 산림토양 민감도를 평가하고 있다(Cinderby et al., 1998; Kuylenstierna et al., 2001; Tao et al., 2002; Šantrůčková et al., 2019). 따라서 2016년 국립산림과학원은 우리나라 산림토양 산성화 현황 파악 및 효과적인 대응책을 마련하기 위해 Cinderby et al. (1998)에서 제안한 평가기법을 활용하여 국내 산림토양의 민감도를 평가하였다. 이 평가기법은 토양 CEC와 BS만을 평가지표 활용하는 방법으로, 두 가지 평가지표에

따라 산림토양 산성화 민감도를 5가지 등급으로 구분하였다. 분석결과에 따르면 우리나라 산림토양의 70% 이상이 산성물질에 대한 취약성이 가장 큰 1등급으로 분류되어 산성화 민감도가 높은 수준으로 나타났다(National Institute of Forest Science, 2016). 그러나 Blaser et al. (2008a)에 따르면 CEC와 BS지표는 pH에 대한 의존성이 크고 산성물질에 대한 완충능력을 의미하는 토양의 산중화능이 pH범위에 따라 변하기 때문에 토양 pH를 제외한 채 CEC와 BS만으로 산성화 민감도를 평가하는 것은 토양의 실제 산성화 민감도를 충분히 반영하지 못한다고 지적했다. 따라서 본 연구는 기존의 평가기법과는 다르게 현재 토양 pH를 고려한 새로운 평가기법으로 산성화 모니터링 고정조사지의 산성화 정도 및 민감도를 평가하고자 한다. 또한, 민감도 그룹별 토양 이화학적 특성을 비교 분석하고 산성화 고도 위험군의 차이점을 확인하여 앞으로의 효율적인 산림토양 산성화 관리방안 및 대응책을 마련하는 데 이바지하고자 한다.

## 재료 및 방법

### 1. 토양 시료 채취 및 토양 이화학적 특성분석

토양은 국립산림과학원에서 구축한 산림토양 산성화 모니터링 고정조사지에서 채취하여 공시재료로 사용하였다. 산성화 모니터링 고정조사지의 경우, 수종의 영향을 최소화하여 산림토양의 이화학적 특성을 보다 정확히 파악하고자하는 목적으로, 우리나라 전 지역에 골고루 분포하고 있는 소나무림[침엽수림 39%(전체 침엽수림의 66%가 소나무림), 혼효림 28%, 활엽수림 33%, Stationary year book of forestry, 2019]에 비중을 두어 조성되었으며, 따라서 고정조사지 전체의 85%가 침엽수림에 설치되어있다. 공시시료 한 점은 표토층(A층)을 대상으로 코어를 사용해 고정조사지의 중심점을 포함한 4방위에서 각각 토양을 채취한 후 지퍼백에 넣고 충분히 균질화하여 제조되었다. 채취된 토양 시료는 풍건하여 2 mm 채로 거른 후 국립산림과학원의 토양 및 식물체 분석법 I (National Institute of Forest Science, 2014a)과 II (National Institute of Forest Science, 2014b)의 방법에 준하여 이화학적 분석을 시행하였다. 토성의 경우 비중계법을 이용하였으며, 시료의 입자분산 및 유기물 분해를 한 후 체가름을 통해 입자간 분류된 토양을 증류수에 넣고 비중계로 물의 밀도 변화를 측정하여 입경별 입자무게를 정량하였다. 토양 산도와 전기전도도(EC)는 증류수를 이용하여 토양과 물의 비율을 1:5로 하여 진탕한 후 각각 유리전극과 conductivity meter을 이용하여 측정하였다. 토양 내 유기물(SOM) 함량은 중크롬산칼륨으로 유기물을 산화시켜

**Table 1. The classification of sensitivity of soil acidification and definition of each grade according to Šantrůčková et al.(2019).**

Grade of sensitivity	pH <sub>H2O</sub>	CEC (cmol/kg)	BS (%)
AL	≥ 4.2	≥ 15	≥ 15
CL	at least one indicator is below 'AL'		
SL	all three indicators are below 'AL'		

AL: Adequate level; CL: Caution level; SL: Severe level

유기탄소함량(SOC)을 측정하고 환산계수(1.724)를 곱하여 유기물 함량을 정량하였다(Tyurin법). 전질소는 토양 시료를 진한 황산과 촉매제를 가하여 완전분해하고 Kjeldahl 증류 후 붕산에 포집하여 0.1 N 황산을 이용해 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>를 적정하여 토양 중 전질소(%)를 정량하였다. 유효인산(mg/kg)은 Bray.I 법으로 토양 중 인산 침출 후 ascorbic acid로 발색시켜 UV분광광도계를 이용하여 분석하였다. 양이온 치환용량은 ammonium acetate법으로 측정하였으며, ammonium acetate를 이용하여 토양 표면을 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>이온으로 흡착시킨 후, Kjeldahl 증류를 통해 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>를 적정하여 분석하였으며, 치환성 양이온(Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>)은 양이온 치환용량 분석 시, ammonium acetate로 침출한 용액을 원자흡광광도계(AAS)로 측정하여 각 농도를 분석하였다. 치환성 알루미늄(Al<sub>ex</sub>)의 농도는 KCl로 침출한 용액을 희석하여 원자흡광광도계(AAS)로 농도를 측정하였다. 염기포화도(BS)는 치환성 양이온의 합을 양이온치환용량으로 나누어 백분율(BC<sub>ex</sub>/CEC\*100)로 나타내었으며 교환 산성이온(EA)의 경우 측정된 치환성 알루미늄의 농도와 토양 산도로부터 계산된 수소농도의 합으로 계산하였다. 산성화로 인한 토양 및 수목의 성장 저해 가능성은 Ca/Al 몰비를 활용하여 평가하였다.

## 2. 산림토양 민감도 평가

산림토양 산성화 민감도는 토양 pH, 양이온 치환용량(CEC)과 염기포화도(BS)를 활용해 '양호', '주의', '심각'의 3가지 등급으로 구분하였다(Table 1). 민감도 등급의 구분 기준은 미국 및 유럽 여러국가에서 산림토양 산성화 민감도평가 시 사용했던 토양 pH, CEC, BS의 임계값을 활용하였다(Meiwes et al., 1986; Kuylenstierna et al., 2001; Šantrůčková et al., 2019). '양호'등급 토양은 토양 pH가 4.2이상, CEC는 15 cmol/kg 이상 마지막으로 BS가 15% 이상인 토양으로 구성되었으며, '주의'등급 토양은 '양호'등급 토양의 3가지 기준 중 1개의 지표가 기준미달인 토양, '심각' 등급 토양은 3가지 지표 모두 기준미달인 토양이다.

토양 pH 4.5~5.5 범위에서는 토양 표면에 부착되어있던 Al<sub>ex</sub>이 유입된 산성물질(이온)과 지속적으로 치환되는 작용이 일어나며, 이것은 산중화능으로 토양으로 유입되는

산성물질에 대한 완충기작이다(Ulrich, 1983; Bowman et al., 2008). 따라서 토양 중으로 많은 양의 Al<sub>ex</sub>이 해리되고, 이렇게 해리된 Al<sub>ex</sub>은 OH-기와 결합하여 Al(OH)<sub>3</sub>의 형태로 침전된다(Berggren and Mulder, 1995). 그러나 산성물질이 지속적으로 유입되게 되면, 침전형태로 존재하던 Al(OH)<sub>3</sub>가 용해되어 Al<sub>ex</sub>이 다시 토양 중으로 해리되고 해리된 Al<sub>ex</sub>는 관능기를 가진 유기물과 복합체를 형성하게 되는데 이러한 지점의 pH를 pH<sub>threshold</sub>라고 한다(Gruba and Mulder, 2015). 이번 연구에서 pH<sub>threshold</sub>는 Šantrůčková et al.(2019)이 제시한 pH<sub>threshold</sub>=4.61-0.0079\*BS 식을 이용해 계산되었다. 계산된 pH<sub>threshold</sub>값은 토양의 pH와 비교하여, 현재 토양의 pH가 pH<sub>threshold</sub>보다 크면 Al(OH)<sub>3</sub>형성으로, pH<sub>threshold</sub>보다 작은 경우에는 OM과 결합하는 산중화능에 의한 완충단계에 있다고 해석하게 된다.

## 3. 데이터 통계분석

토양 산도 및 토양 이화학적 특성 분석을 위한 모든 실험은 3 반복으로 수행되었으며, 실험결과는 3 반복의 평균값으로 나타내었다. 등급별 이화학적 특성 차이의 경우 통계프로그램 R(R development Core Team, 2015)을 사용하였으며, pH<sub>H2O</sub>, ΔpH, K<sup>+</sup>의 경우 ANOVA 분석 및 Tukey's Honest Significant Difference Test(오차범위 0.05% 미만)을 통해 차이를 비교하였으며, pH<sub>H2O</sub>, ΔpH, K<sup>+</sup>를 제외한 나머지 항목의 경우, 정규성 검정결과 데이터가 정규분포를 따르지 않아 대푯값의 치우침을 최소화하기 위해 분포에 대한 가정이 없는 비모수적 방법인 Kruskal-Wallis test를 통해 분석하였으며 Mann-Whitney test by Bonferonni's method(오차범위 0.05% 미만)으로 다중비교를 실시하였다.

## 결과 및 고찰

### 1. 우리나라 산림토양의 이화학적 특성

전국 65지점에서 채취한 토양의 이화학적 특성을 분석한 결과, 공시토양의 평균 산도는 pH 4.30, 가장 높은 토양 pH가 5.08로 모든 토양의 pH가 5.50 이하로 나타나 약산성을 띠는 것으로 조사되었다. 우리나라 토양의 대부분은 운모와 장석의 비중이 높은 조립질 산성모재인

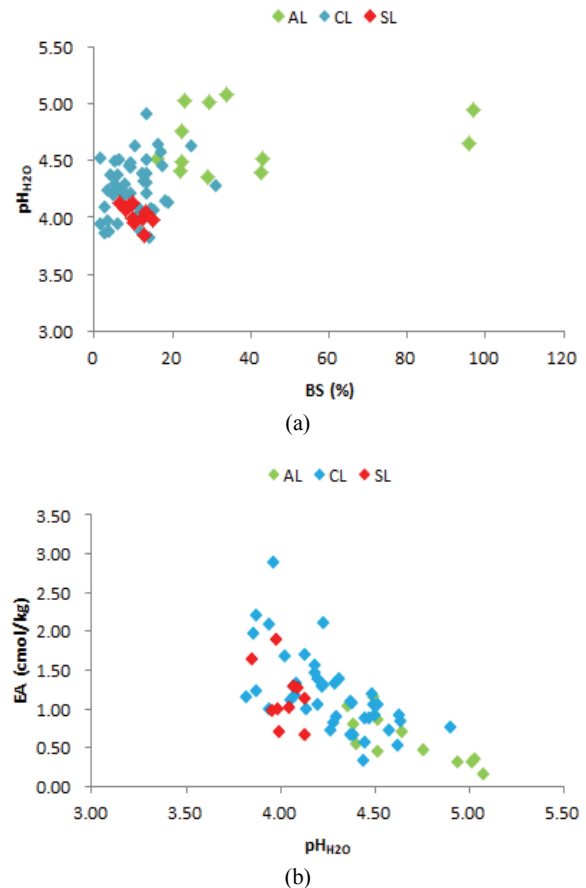
화강암과 화강편마암에서 유래되어 규소함량이 높고 알칼리 토금속함량이 적다. 또한, 화강암계열의 암석은 양이온치환용량(CEC)이 낮아 양분의 용탈가능성이 높은 특성을 지니고 있어 전반적으로 낮은 pH가 나타난 것으로 판단된다(Cho et al, 2003; Jeong et al., 2003). 더하여, 산림토양 산성화 모니터링 고정조사지의 대부분이 침엽수림에 조성되어 있어, 공시토양의 85%가 활엽수림이나 혼효림보다 pH가 낮은 침엽수림에서 채취되었기 때문에 전반적으로 낮은 pH가 나타난 것으로 판단된다(Hur and Joo, 2002; Han et al., 2008; Rigueiro-Rodríguez et al., 2012). 토성의 경우 모래함량이 평균 48.9%로 가장 높았고, 미사 32.6%, 점토 18.4% 순으로 감소하였다. 치환성 양이온농도(BC<sub>ex</sub>)와 양이온치환용량(CEC)은 각각 3.06 cmol/kg, 18.2 cmol/kg으로 나타났다. 유기탄소(SOC) 함량은 2.47%, C/N 비율은 17.5로 측정되었으며, 전질소(TN) 함량은 0.17%, 유효인산(AP)은 0.07 cmol/kg으로 조사되었다. Ca/Al 2.48로 나타났다(Table 2).

**Table 2. Soil physicochemical characteristics of 65 stationary monitoring plots.**

		Average	Min	Max
P <sub>H<sub>2</sub>O</sub>		4.30	3.82	5.08
pH <sub>thre</sub>		4.48	3.85	4.60
ΔpH		-0.18	-0.73	1.09
H <sup>+</sup>	cmol/kg	0.006	0.001	0.015
Al <sub>ex</sub>	cmol/kg	1.07	0.14	2.86
EA	cmol/kg	1.07	0.145	2.876
CEC	cmol/kg	18.2	5.7	58.9
BS	%	16	2	97
OM	%	4.25	0.29	17.92
SOC	%	2.47	0.17	10.42
CEC/SOC		0.13	0.05	0.79
TN	%	0.17	0.02	0.91
SOC/TN		17.5	6.53	76.10
AP	cmol/kg	0.07	0.01	0.45
BC <sub>ex</sub>	cmol/kg	3.06	0.41	28.72
K <sup>+</sup>	cmol/kg	0.19	0.05	0.40
Na <sup>+</sup>	cmol/kg	0.11	0.06	0.32
Ca <sup>2+</sup>	cmol/kg	1.41	0.06	10.65
Mg <sup>2+</sup>	cmol/kg	1.36	0.14	17.55
AP/TN		0.008	0.001	0.046
K/TN		0.021	0.003	0.072
Ca/TN		0.173	0.004	2.129
Mg/TN		0.182	0.010	3.511
BC <sub>ex</sub> /Al		5.26	0.25	79.68
Ca/Al		2.48	0.04	27.71

**2. 토양 pH 변화에 따른 토양의 이화학적 특성 변화**

토양 pH는 BS가 낮아질수록 감소하는 경향을 보였으며, pH가 감소할수록 교환산성이온[Exchangeable acidity, EA: 수소이온(H<sup>+</sup>), 치환성 알루미늄(Al<sub>ex</sub>)]농도가 증가하는 경향을 나타냈다(Figure 1). 일반적으로 토양의 pH가 낮아지면 Al<sub>ex</sub>의 농도가 증가하고, 이는 독성물질로 식물 뿌리발달을 저해하고 양분의 흡수와 이동을 방해하여 식물 성장을 억제하는 것으로 알려져 있다(Kinraide, 2003; de Wit HA et al., 2010). 토양의 pH 감소로 인해 증가한 Al<sub>ex</sub>은 토양 내 존재하는 수산화기(OH<sup>-</sup>)와 반응하여 알루미늄 수산화물을 형성[Al<sup>3+</sup> + 3(OH)<sup>-</sup> → Al(OH)<sub>3</sub>]하고, 이 반응을 통해 Al<sub>ex</sub>의 유효도가 감소하게 된다(Gruba et al., 2013). 그러나 지속적인 토양 산성화로 인해 토양 pH가 특정 pH값 미만으로 떨어지게 되면, 늘어난 H<sup>+</sup>으로 인해 Al(OH)<sub>3</sub>이 용해되어 토양 중 Al<sub>ex</sub>농도가 급격하게 증가하게 된다(Gruba and Mulder, 2008). 알루미늄 수산화물[Al(OH)<sub>3</sub>]이 용해되는 시점의 pH값을 pH<sub>threshold</sub>라 부르



**Figure 1. The relationship between soil base saturation and p<sub>H<sub>2</sub>O</sub> (a) and p<sub>H<sub>2</sub>O</sub> exchangeable acidity (b) in 65 samples of forest soil in Republic of Korea. Different color indicates different grade of sensitivity of soil acidification. (AL: Adequate level; CL: Caution level; SL: Severe level).**

며(Gruba and Mulder, 2008), 여러 논문에서 pH 4.2~4.5를 기준으로 두기도 하고(Bowman et al., 2008) 계산을 통해 얻어지기도 한다. 본 연구에서의 토양 pH<sub>threshold</sub>는 4.48로 계산되었으며(pH<sub>threshold</sub> = 4.61 - 0.0079\*BS, Šantrůčková et al., 2019), 토양 pH<sub>H2O</sub>가 pH<sub>threshold</sub>보다 낮을 때, CEC가 EA (H<sup>+</sup>, Al<sub>ex</sub>)와 양의 관계가 있는 것으로 나타났으며 BC<sub>ex</sub>와는 상관관계가 없는 것으로 조사되었다[Figure 2(a) and (b)]. 이러한 경향은 양이온 치환용량(CEC)이 토양 내 존재하는 염기성 및 산성 양이온 모두가 결합할 수 있는 용량을 의미하고(Peverill et al., 1999) pH<sub>H2O</sub>가 pH<sub>threshold</sub>보다 낮은 조건에서 알루미늄 수산화물이 용해로 인한 치환성

알루미늄의 증가(Gruba and Mulder, 2008; Gruba et al., 2013)와 치환성 양이온이 용탈로 인해 CEC의 대부분이 EA로 구성되기 때문에 발생한 것으로 판단된다(Hargrove and Thomas, 1981; Kinraide, 1991; Krull et al., 2004).

또한, pH<sub>H2O</sub>가 pH<sub>threshold</sub>보다 낮은 토양의 경우 유기탄소(soil organic carbon, SOC)함량이 1% 증가할수록 약 4.0 cmol/kg의 CEC가 증가하는 경향을 보였으며[Figure 2(c)], SOC가 전체 CEC의 약 70%를 차지하는 것으로 분석되었다. 일반적으로 SOC에 의한 CEC증가는 토양의 pH가 낮은 산성토양 및 풍화가 많이 된 토양, 토성이 거친 토양과 같이 CEC가 낮은 토양에서 많이 발생하는 것

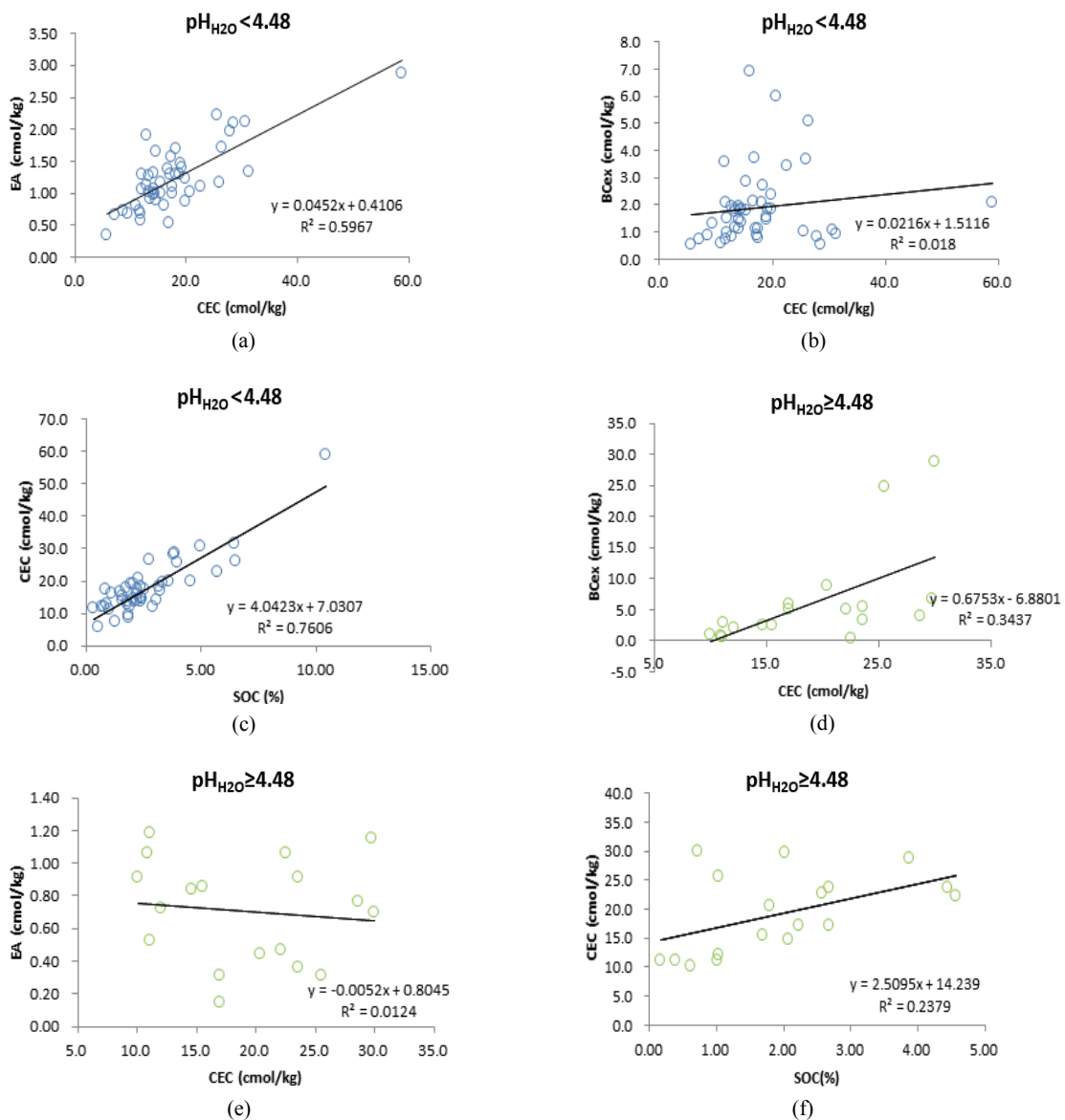


Figure 2. Relationships between CEC and EA(a), CEC and BC<sub>ex</sub>(b), CEC and SOC(c) when pH<sub>H2O</sub> is less than pH<sub>threshold</sub>(pH4.48) and relationships between CEC and BC<sub>ex</sub>(d), CEC and EA(e), CEC and SOC(f) when pH<sub>H2O</sub> is higher than pH<sub>threshold</sub>(pH4.48).

으로 알려져 있다(Clark and Nichols, 1968; McGrath et al., 1988; Ciotta et al., 2003; Krull et al., 2004). 토양의 CEC는 점토광물에서부터 발생하는 영구적인 양이온 교환용량(CEC<sub>permanent</sub>)과 토양 내 유기물 또는 점토 등으로부터 발생하는 가변적인 양이온교환용량(CEC<sub>variable</sub>)으로 나뉘는데(Tan and Dowling, 1984), pH 6.0 이하인 토양에서는 CEC<sub>permanent</sub>가 비교적 일정하며, CEC<sub>variable</sub>에 의해 총 치환성 양이온 용량이 변하게 된다(Brady, 1990). 토양 유기탄소(soil organic carbon, SOC)는 토양 중 유기물(soil organic matter, SOM)의 구성요소로 카르복실기와 페놀기를 가지고 있으며, 산성토양에서는 활발한 deprotonation 작용으로 SOC의 카르복실기와 페놀기가 수소이온을 내놓으면서 음전하를 띠게 되어 토양 중 CEC<sub>variable</sub>이 증가하게 된다(Duxbury, 1989; Parfitt et al., 1995). 산성토양에서 CEC와 SOC간의 양의 관계가 나타난다는 것은 유기물에 의한 완충효과가 있다는 것을 의미하는데, 그 이유는 SOC의 음전하가 BC<sub>ex</sub>과 결합하여 토양 내 산성이 온과 교환될 BC<sub>ex</sub>의 농도를 높여주고 Al<sub>ex</sub>과 복합체를 형성하여 Al<sub>ex</sub>의 유효도를 낮추기 때문이다(Tiessen et al., 1994; Sparling et al., 2003).

이와는 반대로 pH<sub>H2O</sub>가 pH<sub>threshold</sub>보다 높은 토양에서는 BC<sub>ex</sub>가 증가할수록 CEC가 높아지는 경향을 보였으나, EA 그리고 SOC와는 상관관계가 약한 것으로 나타났다[Figure 2(d), (e), (f)]. 이러한 현상은 토양 pH<sub>H2O</sub>가 상대적으로 높아 Al(OH)<sub>3</sub>가 안정적으로 존재하여 CEC의 대부분이 BC<sub>ex</sub>로 구성되기 때문에 나타난 현상으로 보여진다(Berggren and Mulder, 1995; Gruba and Mulder, 2008; Gruba et al., 2013). 위의 결과를 종합해보면 pH<sub>threshold</sub>보다 낮은 조건의 토양에서 SOC(SOM)의 함량이 높다는 것은 CEC가 증가하고 Al<sub>ex</sub>의 독성발현 가능성이 낮다는 것을 의미하며, 이러한 결과는 pH<sub>threshold</sub>보다 높은 토양에서는 Al(OH)<sub>3</sub>의 형성으로 인한 완충작용이, pH<sub>threshold</sub>보다 낮은 토양에서는 유기물에 의한 완충작용이 우세하게 일어난다는 것을 뜻한다(Gruba and Mulder, 2008; Gruba et al., 2013; Gruba and Mulder, 2015).

### 3. 현재 토양 pH를 반영한 민감도 평가기법의 개선 효과

토양 산성화는 유입되는 산성물질의 양과 토양이 가지

는 산중화능에 따라 결정되는데, 산중화능을 넘어서는 양의 산성물질이 유입되면 토양은 산성화된다(Fisher and Binkley, 2000). 토양의 산중화능은 토양의 현재 pH 범위에 따라 변하기 때문에(Ulrich, 1983; Bowman et al., 2008), 현재 토양의 pH는 단순히 pH 값만을 의미하는 게 아니라, 토양의 산중화능을 대변하고 있는 지표라고 할 수 있다. 산림토양의 산중화능은 크게 염기성 양이온교환에 의한 완충단계(base cation(Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>) exchange buffer range)와 양이온교환에 의한 완충단계[non-base cation(Al<sup>3+</sup>, Fe<sup>3+</sup>) exchange buffer range]로 나뉘게 되며 현재 우리나라 산림토양 산성화 모니터링 고 정조사지의 경우, pH 3.5~5.5 사이에 위치하는 것으로 나타났다. 따라서 우리나라 산림토양은 양이온 교환에 의한 완충능력과 알루미늄에 의한 완충 능력 단계 사이에 위치하는 것으로 판단된다(Ulrich, 1983; Bowman et al., 2008). 따라서 CEC와 BS만으로 판단하는 기존의 민감도 평가기법은 가장 기초적인 염기성 양이온교환에 의한 완충 능력만을 고려하기 때문에, 산림토양의 평균산도가 지속적으로 감소해가는 현실점에서 사용하기에는 부족한 면이 있다고 판단되며, 실제 기존의 민감도 평가기법으로는 민감도 평가결과와 현재 상태의 토양 pH간의 상호 배치되는 사례가 종종있다. 일례로 토양 A(Soil A, Table 3)와 토양 B(Soil B, Table 3)를 기존의 민감도 평가기법과 새로 도입된 민감도 평가기법으로 평가하였다. 기존의 민감도 기법으로 평가한 토양 A와 B의 등급은 두 가지 토양 모두 II 등급을 받게 되지만, 새로운 민감도 기법의 경우 토양 A는 주의(CL)등급을, 토양 B는 양호(AL)등급에 해당하는 것으로 나타났다. 이러한 결과는 기존의 평가기법이 현재 토양의 pH를 고려하지 않기 때문에 나타난 것으로 판단되며(Blaser et al., 2008a), 기존의 민감도 평가기법은 pH 3.82토양과 pH 5.03토양이 동일한 산성화 정도를 가지며 민감도 역시 동일하여 두 가지 토양 모두 향후 산성화 정도 및 진행 방향이 유사할 것이라는 결론을 내리게 된다. 이를 종합해보면, 현재 토양의 pH가 현재 토양 산성화 정도와 민감도를 반영하고 있는 것으로 판단되며, 토양 pH를 민감도평가 지표에 추가함으로써 현재 토양의 질적 상태와 앞으로의 산성화 정도를 보다 면밀히 파악할 수 있을 것으로 판단된다.

Table 3. Comparison soil sensitivity to acidification according to two different classification methods.

	pH	CEC cmol/kg	BS %	Grade of soil sensitivity to acidification	
				classification based on BS and CEC	classification based on pH, BS, and CEC
Soil A	3.82	26	14	II	CL
Soil B	5.03	24	23	II	AL

CL: Caution level; AL: Adequate level.

4. 산성화 민감도 등급화 및 등급 간 토양 이화학적 특성 비교

우리나라 산림토양 산성화 민감도를 평가한 결과, 공시 토양의 약 15%가 산성화로 인한 산림의 쇠퇴가 예상되는 ‘심각’등급인 것으로 나타났으며, 약 66%가 ‘주의’, 19%가 ‘양호’ 등급으로 분류되었다(Figure 3). ‘양호’등급의 토양 pH<sub>H2O</sub>는 4.58로 세 가지 그룹 중 가장 높은 수치였으나 수목의 적정 생육범위인 pH 5.50-6.50(NIFOS, 2016)보다 낮은 것으로 조사 되었다. 등급 간 토양 양분 상태를 비교하기 위해 Na<sup>+</sup> 제외한 BC<sub>ex</sub>(Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>) 및 유효 인산(AP)의 농도와 Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, AP/TN 몰비를 평가 인자로 사용하였다. ‘양호’등급 토양에서는 각각 3.21, 2.25, 0.29, 0.07cmol/kg로 측정되었으며 모두 식물생육 적정범위에 위치하는 것으로 조사되었다. Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>/TN 몰비와 AP/TN몰비는 각각 0.26, 0.21, 0.03, 0.007 cmol/kg로 세 가지 등급 중 가장 높은 수치를 보여주었다(Table 4). 반면 Al<sub>ex</sub>의 농도는 0.50 cmol/kg으로 세 가지 등급 중 가장 낮은 것으로 나타났으나 식물생육에 피해를 주는 임계값으로 알려진 0.37 cmol/kg(Amacher et al., 2007)보다 높은 수준으로 조사되었다.

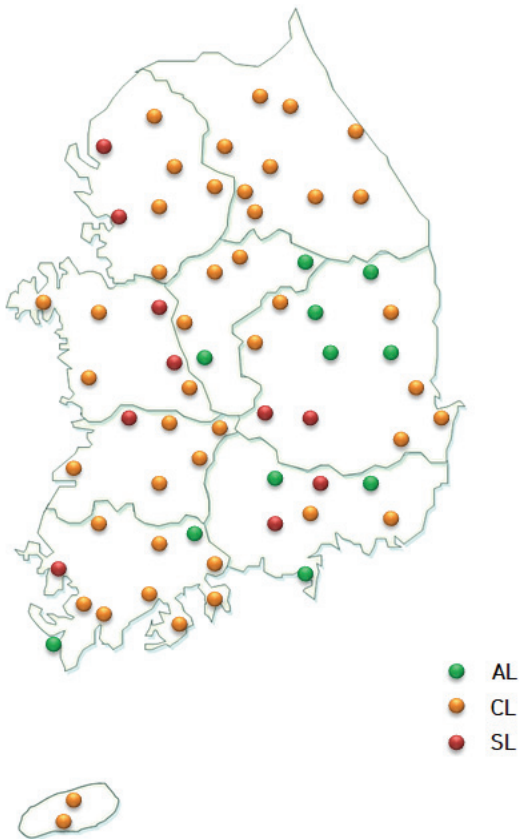


Figure 3. Map of soil sensitivity distribution in Republic of Korea. Each circle represent 65 stationary monitoring plots and different colors indicate different grade of sensitivity to soil acidification.

‘주의’ 및 ‘심각’ 등급의 경우 대부분의 토양 이화학적 특성에서 두 그룹 간 유의한 차이가 없는 것으로 조사되었지만 두 그룹 모두 ‘양호’등급 토양과는 유의한 차이가 있었다. 대부분 양분(Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>)과 Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>/TN 몰비는 ‘양호’등급의 토양보다 유의하게 낮은 수준으로 조사되었으며(Table 4), 특히, K<sup>+</sup>의 경우 ‘주의’ 및 ‘심각’ 등급 모두 그 농도가 최저임계치인 0.26 cmol/kg보다 낮은 수준으로 나타나 K<sup>+</sup>의 결핍으로 인한 수목의 성장피해 가능성이 있는 것으로 나타났다(Table 5). 그러나 AP, TN, SOC, SOC/TN의 경우 세 가지 등급 간에 차이가 나타나지 않았으며 AP/TN의 경우도 등급에 따른 차이가 없었다(Table 4). ‘양호’등급에서 ‘심각’등급으로 갈수록 토양 pH가 감소함에 따라 Al<sub>ex</sub>의 농도가 증가하였으며 그로 인해 Ca/Al은 점차 감소하는 경향을 나타냈다. ‘주의’ 및 ‘심각’ 등급의 Al<sub>ex</sub> 농도는 각각 1.09 cmol/kg, 1.06 cmol/kg으로 측정되었으며, 세 가지 등급의 Ca/Al지표는 ‘양호’, ‘주의’, ‘심각’등급 순으로 각각 6.33, 0.59, 0.53으로 나타났다.

‘양호’등급에서 ‘심각’등급으로 갈수록 양분이 감소하는 것은 토양 산성화로 인한 양분의 용탈 때문으로 판단된다. 산성화가 진행된 토양에서는 토양 표면에 부착되어 있는 Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>와 같은 치환성 양이온이 산성물질(H<sup>+</sup>)들과 교환되고(Driscoll et al., 2003; Curtis et al., 2005; Cho et al., 2010; Tian and Niu, 2015), 탈착된 양이온들은 그대로 유실되거나 산성강하물로 유입된 질산 및 황산이온과 결합하여 유실된다(Cho et al., 2010; Sutton et al., 2014). 따라서 치환성 양이온과 산성물질간의 교환이 많이 일어날수록 수목이 흡수할 수 있는 양분이 부족하게 되며 양분 결핍으로 인한 수목의 피해가 나타나게 된다. 또한, 양분의 감소 형태를 보면 Ca<sup>2+</sup>와 Mg<sup>2+</sup>가 K<sup>+</sup>보다 훨씬 큰 폭으로 감소하는 것으로 나타났는데, 이러한 이유는 토양 산성화로 인해 증가한 Al<sub>ex</sub>가 K<sup>+</sup>보다는 Mg<sup>2+</sup>과 Ca<sup>2+</sup>의 흡수 및 용탈에 훨씬 깊이 관여되어 있기 때문으로 사료된다(Marschner, 2011). 토성의 경우, ‘양호’등급의 42%, ‘심각’등급의 70%가 모래의 비중이 높은 토성으로 나타났으며, ‘심각’등급으로 갈수록 점토함량이 낮아지는 경향을 보였다. 점토함량이 낮은 토양의 경우 양이온 치환용량이 낮으며 염기성 양이온 함량 또한 낮아, 점토함량이 높은 토양보다 산성화에 더 크게 영향을 받는 것으로 알려져 있다(Cho et al., 2003). Ryu(1998)의 인공강우 실험에 따르면, 동일한 산도의 인공강우 조건에서 점토의 함량이 낮을수록 토양의 산도가 크게 감소하였으며, BC<sub>ex</sub>의 용탈률도 높은 것으로 나타났다. 양분의 용탈은 양분의 결핍 또는 불균형을 야기하고, 양분 순환이나 유효도를 감소시켜 수목의 올바른 성장을 저해시킨다(Chapin et al., 2011). 따라서 ‘심각’등급 토양의 경우,

**Table 4. Soil physicochemical characteristics among the three sensitivity grades (median/average, min-max). Different letters indicate significant differences among the sensitivity grades (One way ANOVA for  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ ,  $\Delta\text{pH}$ , and  $\text{K}^+$  and Kruskal-Wallis test for the rest of soil physicochemical characteristics because the data does not meet the assumption of normality,  $p < 0.05$ ).**

	AL (n=12)			CL (n=43)			SL (n=10)		
	median	min	max	median	min	max	median	min	max
$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$	4.58 <b>a</b>	4.36	5.08	4.27 <b>b</b>	3.82	4.90	4.02 <b>c</b>	3.85	4.13
$\text{pH}_{\text{thre}}$	4.38 <b>b</b>	3.85	4.48	4.54 <b>a</b>	4.36	4.60	4.53 <b>c</b>	4.49	4.56
$\Delta\text{pH}$	0.28 <b>a</b>	-0.03	1.09	-0.29 <b>b</b>	-0.73	0.40	-0.50 <b>c</b>	-0.66	-0.40
$\text{H}^+$ cmol/kg	0.003 <b>c</b>	0.001	0.004	0.005 <b>b</b>	0.001	0.015	0.009 <b>a</b>	0.007	0.014
$\text{Al}_{\text{ex}}$ cmol/kg	0.50 <b>b</b>	0.14	1.15	1.09 <b>a</b>	0.32	2.86	1.06 <b>a</b>	0.64	1.89
EA cmol/kg	0.50 <b>b</b>	0.15	1.15	1.09 <b>a</b>	0.33	2.88	1.07 <b>a</b>	0.65	1.90
CEC cmol/kg	20.6 <b>a</b>	15.5	30.0	17.4 <b>a</b>	5.7	58.9	13.2 <b>b</b>	7.2	14.6
BS %	29 <b>a</b>	16	97	10 <b>b</b>	2	31	10 <b>b</b>	6	15
OM %	3.66	1.23	7.87	3.84	0.29	17.92	3.15	1.20	5.26
SOC %	2.13	0.72	4.57	2.23	0.17	10.42	1.83	0.70	3.06
CEC/SOC	0.11	0.06	0.50	0.09	0.05	0.79	0.07	0.06	0.21
TN %	0.15	0.07	0.27	0.15	0.02	0.91	0.13	0.08	0.18
SOC/TN	16.3	11.9	20.0	16.9	6.53	76.1	16.7	10.14	24.29
AP cmol/kg	0.07	0.03	0.1	0.05	0.01	0.45	0.05	0.03	0.09
$\text{BC}_{\text{ex}}$ cmol/kg	5.85 <b>a</b>	2.48	28.72	1.54 <b>b</b>	0.41	5.06	1.30 <b>b</b>	0.72	1.92
$\text{K}^+$ cmol/kg	0.29 <b>a</b>	0.13	0.36	0.15 <b>b</b>	0.05	0.40	0.15 <b>b</b>	0.08	0.30
$\text{Na}^+$ cmol/kg	0.11 <b>a</b>	0.09	0.32	0.10 <b>ab</b>	0.06	0.26	0.08 <b>b</b>	0.06	0.15
$\text{Ca}^{2+}$ cmol/kg	3.21 <b>a</b>	1.50	10.65	0.71 <b>b</b>	0.06	2.75	0.43 <b>b</b>	0.22	1.00
$\text{Mg}^{2+}$ cmol/kg	2.25 <b>a</b>	0.76	17.55	0.60 <b>b</b>	0.14	2.06	0.52 <b>b</b>	0.22	0.73
AP/TN	0.007	0.003	0.012	0.005	0.001	0.046	0.006	0.004	0.009
K/TN	0.028 <b>ac</b>	0.014	0.072	0.014 <b>b</b>	0.003	0.066	0.016 <b>c</b>	0.010	0.026
Ca/TN	0.262 <b>a</b>	0.120	2.129	0.077 <b>b</b>	0.004	0.798	0.055 <b>b</b>	0.020	0.176
Mg/TN	0.206 <b>a</b>	0.079	3.511	0.051 <b>b</b>	0.010	0.388	0.055 <b>b</b>	0.019	0.123
$\text{BC}_{\text{ex}}/\text{Al}$	13.09 <b>a</b>	2.91	79.68	1.40 <b>b</b>	0.25	5.35	1.13 <b>b</b>	0.73	1.82
Ca/Al	6.33 <b>a</b>	1.77	27.71	0.59 <b>b</b>	0.04	3.59	0.53 <b>b</b>	0.20	1.01

AL: Adequate level; CL: Caution level; SL: Severe level

**Table 5. The interpretation of associated soil acidity parameters status based on threshold values.**

Soil Acidity Parameters	threshold value	AL		CL		SL	
		measured value	status	measured value	status	measured value	status
$\text{Ca}^{2+}$ cmol/kg	<0.25	3.21	H	0.71	M	0.43	M
$\text{Mg}^{2+}$ cmol/kg	<0.21	2.25	H	0.60	M	0.52	M
$\text{K}^+$ cmol/kg	<0.26	0.29	M	0.15	L	0.15	L
$\text{Al}_{\text{ex}}$ cmol/kg	>0.37	0.50	H	1.09	H	1.06	H

AL: Adequate level; CL: Caution level; SL: Severe level; H: High; M: Moderate; L: Low; VL: Very low.

산성화로 인한 양분의 용탈뿐만 아니라 토성 자체도 ‘양호’ 등급보다 산성화에 취약한 물리적 특성을 지닌 것으로 판단된다.

‘양호’등급의  $\text{Al}_{\text{ex}}$ 농도가 비교적 높은 이유는  $\text{Al}_{\text{ex}}$ 의 용해도와 관련이 있는 것으로 판단된다. 일반적으로 토양 pH가 5.00 이하로 내려가면 알루미늄을 포함한 점토광물

이 서서히 붕괴되기 시작하고 알루미늄의 용해도가 증가하여 토양 내  $\text{Al}_{\text{ex}}$ 의 농도가 높아지는 것으로 알려져 있다(Bowman et al., 2008). ‘양호’등급 토양의  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 는 중위값 기준 pH 4.58로  $\text{Al}_{\text{ex}}$ 의 용해도가 높은 수준이기 때문에 임계치인 0.37 cmol/kg보다 높은  $\text{Al}_{\text{ex}}$ 농도가 나타난 것으로 판단된다. 임계치보다 높은 농도의  $\text{Al}_{\text{ex}}$ 은 염기성 양



이온과 토양 표면의 흡착위치를 두고 경쟁하거나 수목의 양분 흡수 통로인 수송 채널과 결합하여 수목의 양분 흡수 및 이동을 방해하고(de Wit HA et al., 2010; Bojórquez-Quintal et al., 2017), 세균발달을 억제시키는 등 다양한 기작으로 수목의 성장에 부정적인 영향을 미친다(Godbold et al., 1988; Izuta et al., 2001; Kinraide, 2003; Poschenrieder et al., 2008). 그러나 ‘양호’등급 토양의 경우,  $Al_{ex}$ 의 농도가 임계치보다 높다 하더라도  $\Delta pH$ 가 0보다 큰 0.28로 나타나  $Al_{ex}$ 의 침전작용으로  $Al_{ex}$ 의 유효도가 낮아져 독성발현 가능성은 적을 것으로 판단된다.  $\Delta pH$ 는 해당 토양의  $pH_{H_2O}$ 에서  $pH_{threshold}$ 를 뺀 값을 의미하며,  $pH_{threshold}$ 는  $Al_{ex}$ 의 독성에 대한 토양의 완충작용의 범위를 구분하는 pH값으로, 토양 내  $Al_{ex}$ 의 유효도 및 독성발현 가능성을 표현하기 위한 지표로 활용된다(Gruba and Mulder, 2015).  $Al_{ex}$ 에 대한 토양의 완충작용은 크게 OM- $Al_{ex}$  복합체 형성과 알루미늄 수산화물 형성( $Al^{3+}+3(OH)^{-}=Al(OH)_3$ )으로 구분되며, 본 연구에서 0보다 큰  $\Delta pH$ 값은( $\Delta pH>0$ ,  $\Delta pH = pH_{H_2O}-pH_{threshold}$ )  $Al_{ex}$ 에 대한 완충능력이 알루미늄 수산화물 형성으로 인해 이루어지는 것을 의미하며, 0보다 작은  $\Delta pH$ 값은( $\Delta pH<0$ ,  $\Delta pH = pH_{H_2O}-pH_{threshold}$ ) 유기물의 화학적 흡착을 통해 완충작용이 발휘되는 것을 뜻한다(Hargrove and Thomas, 1981; Gruba and Mulder, 2008; Gruba et al., 2013). 그러므로 ‘양호’등급의 토양의 경우, 토양 내 존재하는  $Al_{ex}$ 은 알루미늄 수산화물의 형태로 침전되어 독성발현 가능성은 낮은 것으로 판단된다.

‘양호’등급과는 다르게 ‘주의’ 및 ‘심각’등급 토양에서는  $\Delta pH$ 가 0보다 작은 값을 가지는 것으로 나타났으며,  $\Delta pH$ 가 0보다 작은 것은  $Al_{ex}$ 의 유효도가 유기물의 화학적 흡착작용에 의해 조절된다는 것을 의미한다(Hargrove and Thomas, 1981; Gruba and Mulder, 2008; Gruba et al., 2013). 그러나 유기물의 완충작용에도 불구하고 ‘주의’ 및 ‘심각’ 등급에서는 Ca/Al이 1보다 작은 값으로 나타나  $Al_{ex}$ 의 독성으로 인한 수목의 피해 가능성이 ‘양호’등급보다 상당히 높은 수준일 것으로 판단된다(Cronan and Grigal, 1995). Ca/Al지표는 토양 내 존재하는  $Ca^{2+}$ 의 농도를  $Al_{ex}$ 의 농도로 나누어 계산한 단위(cmol/kg)로  $Al_{ex}$ 의 독성으로 인한 수목의 피해 여부를 판단하기 위한 지표로 활용되고 있으며(Cronan and Grigal, 1995; van Scholl et al., 2004), Ca/Al 지표는 현재까지도 여러 연구에서  $Al_{ex}$ 의 독성발현 가능성을 평가하는 지표로 이용되고 있다(Kinraide, 2003; de Wit et al., 2010). 본 연구에서 Ca/Al 지표가 1 이상을 나타내는 것은 토양의 CEC 중  $Ca^{2+}$ 이 차지하는 비율이 4% 이상인 상태를 뜻하며, 이러한 토양에서는  $Al_{ex}$ 의 농도가 높다 하더라도  $Ca^{2+}$ 의 다양한 기작으

로 인해  $Al_{ex}$ 의 독성발현 가능성이 낮아져 산성화로 인한 수목의 성장 저해 가능성이 적은 것을 의미한다(Noble and Sumner, 1988; Kinraide, 1998). Ca/Al지표가 1 미만으로 떨어질 경우  $Al_{ex}$ 으로 인한 수목의 성장피해가 가능성이 증가하며, Ca/Al지표가 0.2 이상 0.6 미만에서는 75%, Ca/Al지표 0.2 미만에서는 95%~100%로  $Al_{ex}$ 으로 인한 수목의 성장피해 가능성이 커진다(Cronan and Grigal, 1995). 따라서 ‘주의’ 및 ‘심각’등급의 토양은 유기물의 흡착( $\Delta pH<0$ )을 통해  $Al_{ex}$ 의 유효도가 감소할 것으로 예상되지만, Ca/Al지표가 1 미만으로 나타나  $Al_{ex}$ 의 독성발현으로 인한 수목의 생육 저해 가능성이 높은 것으로 판단된다. 토양 산도 및 주요 이화학적 지표들을 비교한 결과 ‘주의’ 및 ‘심각’등급의 토양은 산성화로 인한 양분의 결핍 및  $Al_{ex}$  독성발현으로 수목의 피해 가능성이 높은 것으로 나타나 산성화로 인해 토양의 질이 저하된 상태로 판단된다.

## 결론

본 연구는 국내 산림토양의 산성화 민감도를 평가하고 산성화 저감 및 피해완화를 위한 대응방안을 마련하기 위해 수행되었다. 전국 65개소의 산성화 모니터링 고정조사지에서 채취한 토양 시료의 이화학적(토성, pH, 유기물, 총 질소, 유효인산, CEC,  $BC_{ex}$ ,  $Al_{ex}$  등)을 측정하였다. 또한 CEC, BS, 토양 pH를 지표인자로 사용하여 65개 공시토양을 3가지 민감도 등급으로 구분하였으며, 각 민감도 등급별 이화학적 특성 차이를 비교분석 하였다. 측정된 토양인자를 바탕으로 산성화로 인한 토양의 이화학적 특성을 비교한 결과 국내 산림토양은 전반적으로 ‘주의’ 및 ‘심각’등급으로 많이 치우쳐 있는 것으로 나타났다. 더하여 ‘주의’등급의 지표 및 토양인자들과 ‘양호’등급 간의 차이가 유의하게 나타난 반면 ‘심각’등급과는 유의한 차이가 없는 것으로 보아, ‘주의’등급으로 분류된 토양 대부분이 향후 ‘심각’등급으로 분류될 가능성이 높은 것으로 판단된다. 따라서 충분한 사업을 통한 국내 산림토양 산성화 개선이 시급한 것으로 보인다. ‘주의’ 및 ‘심각’ 등급에서는 양분용탈이 지속적으로 발생하였고  $Al_{ex}$ 의 농도가 수목 성장을 저해할 만큼 높은 수준인 것으로 나타나 토양 산성화로 인한 토양의 질적 저하가 진행된 것으로 판단된다. 또한 ‘주의’ 및 ‘심각’등급 토양과 같이 산성화가 진행된 토양에서는  $Al_{ex}$ 이 유기물의 화학적 흡착작용을 통해 그 유효도가 감소하는 것으로 나타났다. 위 결과를 종합해 볼 때 ‘주의’ 및 ‘심각’ 등급에서는 토양 pH교정을 통한 산성조건 개선 및 유기물 보충을 통한  $Al_{ex}$ 저감, 용탈로 인해 부족해진 양분 보충 등의 관

리를 통하여 이화학적 토양환경 회복과 산림 수목의 성장을 증진시킴으로써 토양 산성화로 인한 산림쇠퇴 방지에 도움이 될 것으로 판단된다.

## References

- Amacher, M.C., O'Neil, K.P. and Perry, C.H. 2007. Soil vital signs: a new soil quality index (SQI) for assessing forest soil health. Res. Pap. RMRS-RP-65. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain 4 Research Station 12: pp. 65.
- Berggren, D. and Mulder, J. 1995. The role of organic matter in controlling aluminum solubility in acidic mineral soil horizons. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59(20): 4167-4180.
- Blaser, P., Walthert, L. and Graf Pannatier, E. 2008a. The sensitivity of Swiss forest soils to acidification and the risk of aluminum toxicity. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171(4): 605-612.
- Blaser, P., Walthert, L., Zimmermann, S., Graf Pannatier, E. and Luster, J. 2008b. Classification schemes for the acidity, base saturation, and acidification status of forest soils in Switzerland. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171(2): 163-170.
- Bojórquez-Quintal, E., Escalante-Magaña, C., Echevarría-Machado, I. and Martínez-Estévez, M. 2017. Aluminum, a friend or foe of higher plants in acid soils. *Frontiers in Plant Science* 8: 1767.
- Bowman, W.D., Cleveland, C.C., Halada, L., Hřeško, J. and Baron, J.S. 2008. Negative impact of nitrogen deposition on soil buffering capacity. *Nature Geoscience* 1(11): 767-770.
- Brady, N.C., Weil, R.R. and Weil, R.R. 2008. The nature and properties of soils (Vol. 13, pp.662-710). Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.
- Chapin III, F.S., Matson, P.A. and Vitousek, P. 2011. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer Science and Business Media. pp. 176-195
- Cho, S.J., Park, C.S. and Um, D.I. 2003. Soil Science. Hyangmunsa, Seoul. pp. 137-143.
- Cho, Y., Driscoll, C.T., Johnson, C.E. and Siccama, T.G. 2010. Chemical changes in soil and soil solution after calcium silicate addition to a northern hardwood forest. *Biogeochemistry* 100(1-3): 3-20.
- Cinderby, S., Cambridge, H., Herrera, R., Hicks, W., Kuylenstierna, J., Murray, F. and Olbrich, K. 1998. Global assessment of terrestrial ecosystem sensitivity to acidic deposition. Stockholm Environment Institute. pp. 19.
- Ciotta, M.N., Bayer, C., Fontoura, S.M.V., Ernani, P.R. and Albuquerque, J.A. 2003. Soil organic matter and cation exchange capacity increase in a low activity clay soil under no-tillage system. *Ciencia Rural (Brazil)* 33(6): 1161-1164.
- Clark, J.S. and Nichol, W.E. 1968. Estimation of the inorganic and organic pH-dependent cation exchange capacity of the B horizons of Podzolic and Brunisolic soils. *Canadian Journal of Soil Science* 48(1): 53-63.
- Cronan, C.S. and Grigal, D.F. 1995. Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *Journal of Environmental Quality* 24(2): 209-226.
- Curtis, C.J., Botev, I., Camarero, L., Catalan, J., Cogalniceanu, D., Hughes, M. and Rogora, M. 2005. Acidification in European mountain lake districts: a regional assessment of critical load exceedance. *Aquatic Sciences* 67(3): 237-251.
- de Wit, H.A., Eldhuset, T.D. and Mulder, J. 2010. Dissolved Al reduces Mg uptake in Norway spruce forest: results from a long-term field manipulation experiment in Norway. *Forest Ecology and Management* 259(10): 2072-2082.
- Driscoll, C.T., Driscoll, K.M., Mitchell, M.J. and Raynal, D.J. 2003. Effects of acidic deposition on forest and aquatic ecosystems in New York State. *Environmental Pollution* 123(3): 327-336.
- Duxbury, J.M. 1989. Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients. Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems. (Eds D. C. Coleman, J. M. Oades, and G. Uehara.) pp. 33-67. (University of Hawaii Press: Honolulu.)
- Evans, L.S., Raynor, G.S. and Jones, D.M. 1984. Frequency distributions for durations and volumes of rainfalls in the eastern United States in relation to acidic precipitation. *Water, Air, and Soil Pollution* 23(2): 187-195.
- Fisher, R.F. and Binkley, D. 2000. Ecology and management of forest soils. John Wiley & Sons, New York, U.S.A. pp. 489.
- Galloway, J.N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P. and Karl, D.M. 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70(2): 153-226.
- Grieve, I.C. 2001. Human impacts on soil properties and their implications for the sensitivity of soil systems in Scotland. *Catena* 42(2-4): 361-374.
- Gruba, P. and Mulder, J. 2015. Tree species affect cation exchange capacity (CEC) and cation binding properties of organic matter in acid forest soils. *Science of the Total Environment* 511: 655-662.
- Godbold, D.L., Fritz, E. and Hüttermann, A. 1988. Aluminum

- toxicity and forest decline. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 85(11): 3888-3892.
- Gruba, P., Mulder, J. and Brożek, S. 2013. Modelling the pH dependency of dissolved calcium and aluminium in O, A and B horizons of acid forest soils. *Geoderma* 206: 85-91.
- Gruba, P. and Mulder, J. 2008. Relationship between aluminum in soils and soil water in mineral horizons of a range of acid forest soils. *Soil Science Society of America Journal* 72(4): 1150-1157.
- Han, S. I., Cho, M. H. and Whang, K. S. 2008. Comparison of phylogenetic characteristics of bacterial populations in a Quercus and pine humus forest soil. *The Korean Journal of Microbiology* 44(3): 237-243.
- Hargrove, W.L. and Thomas, G.W. 1981. Effect of organic matter on exchangeable aluminum and plant growth in acid soils. *Chemistry in the Soil Environment* 40: 151-166.
- Hoegberg, P., Fan, H., Quist, M., Binkley, D.A.N. and Tamm, C.O. 2006. Tree growth and soil acidification in response to 30 years of experimental nitrogen loading on boreal forest. *Global Change Biology* 12(3): 489-499.
- Hur, T. C and Joo, S, H. 2002. Comparison of Soil Physical and Chemical Properties between Coniferous and Deciduous Forest in Mt. Palgong. *Current Research on Agriculture and Life Sciences (Curr Res Agric Life Sci)* 20: 39-47.
- Izuta, T., Yamaoka, T., Nakaji, T., Yonekura, T., Yokoyama, M., Matsumur, H., Ishida, S., Yazaki, K., Funada, R. and Koike, T. 2001. Growth, net photosynthetic rate, nutrient status and secondary xylem anatomical characteristics of *Fagus crenata* seedlings grown in brown forest soil acidified with H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> solution. *Water, Air and Soil Pollution* 130: 1007-1012.
- Jeong, J.H., Kim C.S., Goo, K.S., Lee, C.H., Won, H.G. and Byun, J.G. 2003. Physico-chemical properties of Korean Forest Soils by parent Rocks. *Korean Society of Forest Science* 92(3): 254-262.
- Kim, J.H. 2005. Atmospheric acidic deposition: State of acid rain in Korea and the world. *The Korean Journal of Ecology* 28(3): 169-180.
- Kim, J.H. 2006. Atmospheric acid deposition: nitrogen saturation of forests. *Journal of Ecology and Environment* 29(3), 305-321.
- Kinraide, T.B. 1991. Identity of the rhizotoxic aluminium species. In *Plant-soil interactions at low pH* (pp. 717-728). Springer, Dordrecht.
- Kinraide, T.B. 1998. Three mechanisms for the calcium alleviation of mineral toxicities. *Plant Physiology* 118(2): 513-520.
- Kinraide, T.B. 2003. Toxicity factors in acidic forest soils: attempt to evaluate separately the toxic effects of excessvie Al<sup>3+</sup>, and H<sup>+</sup> and insufficient Ca<sup>2+</sup> and Mg<sup>2+</sup> upon root elongation. *Soil Science* 54: 323-333.
- Korea Forest Service. 2019. Statistical year book of forestry, www.forest.go.kr, (2019.09) pp. 162-165.
- Krull, E.S., Skjemstad, J.O. and Baldock, J.A. 2004. Functions of soil organic matter and the effect on soil properties (pp.129). Canberra, Australia: Cooperative Research Centre for Greenhouse Accounting.
- Kuylenstierna, J.C., Rodhe, H., Cinderby, S. and Hicks, K. 2001. Acidification in developing countries: ecosystem sensitivity and the critical load approach on a global scale. *Ambio*, 20-28.
- Kunhikrishnan, A., Thangarajan, R., Bolan, N.S., Xu, Y., Mandal, S., Gleeson, D.B., ... and Luo, J. 2016. Functional relationships of soil acidification, liming, and greenhouse gas flux. In *Advances in agronomy* (Vol. 139, pp. 1-71). Academic Press.
- Lee, W.Y., Yang, J.E., Park, C.J., Zhang, Y.S. and Ok, Y.S. 2004. Relationship Between Chemical Properties of Forest soil Solutions and Element concentrations in Needles of *Pinus thunbergii* in Industrial Complexes. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer* 37(5): 322-328.
- Likens, G.E., Driscoll, C.T. and Buso, D.C. 1996. Long-term effects of acid rain: response and recovery of a forest ecosystem. *Science* 272(5259): 244-246.
- Marschner, H. 2011. Marschner's mineral nutrition of higher plants. Academic press. pp. 2012.
- Meiwes, K.J., Khanna, P.K. and Ulrich, B. (1986). Parameters for describing soil acidification and their relevance to the stability of forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 15(3): 161-179.
- McGrath, S.P., Sanders, J.R. and Shalaby, M.H. 1988. The effects of soil organic matter levels on soil solution concentrations and extractabilities of manganese, zinc and copper. *Geoderma* 42(2): 177-188.
- National Institute of Forest Science. 2014a. Laboratory Guide for Conducting Soil Tests and plant Analysis I- soil physical properties. National Institute of Forest Science, Seoul, Korea. pp. 6-16.
- National Institute of Forest Science. 2014b. Laboratory Guide for Conducting Soil Tests and plant Analysis II- soil chemical properties, National Institute of Forest Science. Seoul, Korea. pp. 6-256.
- National Institute of Forest Science. 2016. Monitoring the effect of forest soil acidification and evaluation, management technique development. National Institute of Forest Science, Seoul, Korea. pp. 78-81.
- Nawaz, R., Tripathi, N.K. and Parkpian, P. 2011. Soil acidity ranking, soil sensitivity and vulnerability to acid deposition

- in the northeast region of Thailand. In 2010 International Conference on Biology, Environment and Chemistry. IACSIT Press, Singapore. pp. 415-419.
- Noble, A.D. and Sumner, M.E. 1988. Calcium and Al interactions and soybean growth in nutrient solutions. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 19(7-12): 1119-1131.
- Ohno, T. and Erich, M.S. 1990. Effect of wood ash application on soil pH and soil test nutrient levels. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 32(3-4): 223-239.
- Parfitt, R.L., Giltrap, D.J. and Whitton, J.S. 1995. Contribution of organic matter and clay minerals to the cation exchange capacity of soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 26(9-10): 1343-1355.
- Paulissen, M.P., Van Der Ven, P.J., Dees, A.J. and Bobbink, R. 2004. Differential effects of nitrate and ammonium on three fern bryophyte species in relation to pollutant nitrogen input. *New Phytologist* 164(3): 451-458.
- Peveřill, K.I., Sparrow, L.A. and Reuter, D.J. (Eds.). 1999. *Soil analysis: an interpretation manual*. CSIRO publishing. pp. 147-155.
- Poschenrieder, C., Gunsé, B., Corrales, I. and Barceló, J. 2008. A glance into aluminum toxicity and resistance in plants. *Science of the Total Environment* 400(1-3): 356-368.
- Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M. R. and Fernández-Núñez, E. 2012. Afforestation of agricultural land with *Pinus radiata* D. Don and *Betula alba* L. in nw Spain: effects on soil pH, understorey production and floristic diversity eleven years after establishment. *Land Degradation and Development* 23(3): 227-241.
- Ryu, K.S. 1998. Effect of simulated acid rain on soil chemical properties. *Korean Society of Soil Science and Fertilizer* 31(4): 400-406.
- Šantrůčková, H., Cienciala, E., Kaňa, J. and Kopáček, J. 2019. The chemical composition of forest soils and their degree of acidity in Central Europe. *Science of the Total Environment* 687: 96-103.
- Sparling, G., Parfitt, R.L., Hewitt, A.E. and Schipper, L.A. 2003. Three approaches to define desired soil organic matter contents. *Journal of Environmental Quality* 32(3): 760-766.
- Sikka, R. and Kansal, B.D. 1995. Effect of fly-ash application on yield and nutrient composition of rice, wheat and on pH and available nutrient status of soils. *Bioresource Technology* 51(2-3): 199-203.
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., ... and Grizzetti, B. (Eds.). 2011. *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press. pp. 99-125.
- Tan, K.H. and Dowling, P.S. 1984. Effect of organic matter on CEC due to permanent and variable charges in selected temperate region soils. *Geoderma* 32(2): 89-101.
- Tao, F., Hayashi, Y. and Lin, E. 2002. Soil vulnerability and sensitivity to acid deposition in China. *Water, Air, and Soil Pollution* 140(1-4): 247-260.
- Tian, D. and Niu, S. 2015. A global analysis of soil acidification caused by nitrogen addition. *Environmental Research Letters* 10(2): 024019.
- Tiessen, H., Cuevas, E. and Chacon, P. 1994. The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. *Nature* 371(6500): 783-785.
- Ulrich, B. (1983). Soil acidity and its relations to acid deposition. In *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*. Springer, Dordrecht. pp. 127-146.
- Van Scholl. 2004. Aluminum concentration versus the base cation to aluminum ratio as predictors for Al toxicity in *Pinus sylvestris*, pp. 301-309.
- Vanhala, P., Fritze, H. and Neuvonen, S. 1996. Prolonged simulated acid rain treatment in the subarctic: Effect on the soil respiration rate and microbial biomass. *Biology and Fertility of Soils* 23(1): 7-14.

---

Manuscript Received : March 23, 2020

First Revision : May 1, 2020

Accepted : May 6, 2020