

Accumulation of heavy metals in ducks exposed to heavy metals-contaminated water

Ha N. Nguyen^{1,2*}, Uyen H. Nguyen², Thuyen H. Nguyen²,
Dong V. Nguyen³, & Tu P. C. Nguyen⁴

¹Research Institute for Biotechnology and Environment, Nong Lam University, Ho Chi Minh City, Vietnam

²Faculty of Biological Sciences, Nong Lam University, Ho Chi Minh City, Vietnam

³Faculty of Chemistry, University of Science, Ho Chi Minh City, Vietnam

⁴Faculty of Fisheries, Nong Lam University, Ho Chi Minh City, Vietnam

ARTICLE INFO

Research Paper

Received: May 05, 2021

Revised: June 28, 2021

Accepted: July 05, 2021

Keywords

Bioaccumulation

Duck

Heavy metals

Internal organs

Tissue

*Corresponding author

Nguyen Ngoc Ha

Email: nnha@hcmuaf.edu.vn

ABSTRACT

The objective of this study was to determine the bioaccumulation of heavy metals (HM) (Cu, Zn, Hg, Pb and Cd) in 15 tissues (brain, breast muscle, sternum, thigh muscle, femur, blood, heart, lung, gizzard, liver, intestine, spleen, pancreas, bile and kidney) of domestic ducks exposed to HM-contaminated water with levels equal to values specified in the column B of QCVN 40:2011/BTNMT. The experiment was a completely randomized design with two treatments: without exposure to HM (CT) and with exposure to HM (ET). Each treatment was replicated 3 times. Ducks were randomly allocated to the treatments with a stocking density of 10 ducks per cage and reared for 8 weeks. The results showed that concentrations of HM, particularly toxic metals such as Hg, Pb and Cd, in all tissues of duck in the CT were lower than those in the ET. The highest levels of HM in tissues were found in the liver and kidney. In the ET, Pb levels in kidney and bone and Cd levels in liver and kidney exceeded the permissible exposure limit according to the guidance of the Ministry of Health of Vietnam and the European Commission. This study demonstrated that the accumulation of HM in duck tissues could happen even though ducks were exposed to relatively low concentrations of HM in water. Thus, further investigation on the bioaccumulation of HM in farmed ducks as well as wild waterbirds should be conducted in the near future.

Cited as: Nguyen, H. N., Nguyen, U. H., Nguyen, T. H., Nguyen, D. V., & Nguyen, T. P. C. (2021). Accumulation of heavy metals in ducks exposed to heavy metals-contaminated water. *The Journal of Agriculture and Development* 20(4), 24-33.

Nghiên cứu sự tích lũy của một số kim loại nặng ở vịt bị phơi nhiễm với kim loại nặng trong nước nuôi

Nguyễn Ngọc Hà^{1,2*}, Nguyễn Hàm Uyên², Nguyễn Hải Thuyền²,
Nguyễn Văn Đông³ & Nguyễn Phúc Cẩm Tú⁴

¹Viện Nghiên Cứu Công Nghệ Sinh Học và Môi Trường, Trường Đại Học Nông Lâm TP.HCM, TP. Hồ Chí Minh

²Khoa Khoa Học Sinh Học, Trường Đại Học Nông Lâm TP.HCM, TP. Hồ Chí Minh

³Khoa Hóa Học, Trường Đại Học Khoa Học Tự Nhiên TP.HCM, TP. Hồ Chí Minh

⁴Khoa Thủy Sản, Trường Đại Học Nông Lâm TP.HCM, TP. Hồ Chí Minh

THÔNG TIN BÀI BÁO

Bài báo khoa học

Ngày nhận: 05/05/2021

Ngày chỉnh sửa: 28/06/2021

Ngày chấp nhận: 05/07/2021

Từ khóa

Cơ quan nội tạng

Kim loại nặng

Mô cơ

Tích lũy sinh học

Vịt

*Tác giả liên hệ

Nguyễn Ngọc Hà

Email: nnha@hcmuaf.edu.vn

TÓM TẮT

Mục tiêu của nghiên cứu này là xác định sự tích lũy sinh học của các kim loại nặng (KLN) (Cu, Zn, Hg, Pb và Cd) trong 15 mô và cơ quan nội tạng khác nhau (não, cơ ức, xương ức, cơ đùi, xương đùi, máu, tim, phổi, mê, gan, ruột, lách, tụy, mật và thận) của vịt nhà được phơi nhiễm với các KLN trong nước nuôi với nồng độ tương đương giới hạn qui định trong Cột B của QCVN 40:2011/BTNMT. Thí nghiệm được bố trí theo kiểu hoàn toàn ngẫu nhiên gồm hai nghiệm thức (NT): đối chứng (không phơi nhiễm, ĐC) và phơi nhiễm (PN), mỗi NT được lặp lại ba lần. Vịt được phân phối ngẫu nhiên với mật độ 10 con vào chuồng nuôi và nuôi trong 8 tuần. Kết quả cho thấy hàm lượng của các KLN, nhất là Hg, Pb và Cd, trong các mô và cơ quan của vịt ở nghiệm thức đối chứng thấp hơn nghiệm thức phơi nhiễm. Mức độ tích lũy KLN cao nhất tìm thấy trong gan và thận. Ở nghiệm thức PN, hàm lượng Pb trong thận và xương và Cd trong gan và thận cao hơn giới hạn ô nhiễm của các KLN này trong thực phẩm theo quy chuẩn của Bộ Y tế Việt Nam và Cộng đồng châu Âu. Nghiên cứu này chứng minh rằng đã có sự tích lũy KLN trong vịt mặc dù chúng được phơi nhiễm với nồng độ tương đối thấp trong nước nuôi. Do đó, cần có những nghiên cứu tiếp theo về tích lũy sinh học of KLN trong vịt nuôi cũng như các loài chim thủy sinh.

1. Đặt Vấn Đề

Ngày nay, song song với quá trình phát triển kinh tế và xã hội luôn đi kèm theo đó là các vấn đề về ô nhiễm môi trường cũng ngày càng tăng. Đặc biệt là vấn đề ô nhiễm kim loại nặng (KLN) trong môi trường nước, nơi diễn ra hoạt động sống của nhiều sinh vật, trong đó có các loài thủy cầm như vịt. Trên thế giới đã có nhiều công trình nghiên cứu công bố về vấn đề này. Di Giulio & Scanlon (1984) đã bố trí thí nghiệm xác định sự tích tụ Cd và Pb trong gan, thận và xương trụ của vịt trời bằng cách cho vịt ăn thức ăn có gây nhiễm Pb và Cd trong thức ăn. Sau 42 ngày thí nghiệm, kết quả cho thấy Pb và Cd tích tụ trong thận cao hơn trong gan gần 15 lần. Pb tích tụ ở trong gan và xương trụ như nhau; Cd không tích tụ trong

xương trụ. Đồng thời kết luận rằng có thể sử dụng thận vịt qua đường ăn uống. Ohlendorf & ctv. (1986) đã công bố hàm lượng của senlen (Se), bạc (Ag), Cu, Zn, Hg, Cd, crôm (Cr), niken (Ni) và Pb trong các cơ quan nội tạng của vịt bãi lớn (*Aythya marila*) và vịt khoang cổ (*Malanitta perspicillata*) được thu thập tại vịnh San Francisco tháng 3-4/1982. Kết quả cho thấy hàm lượng Se và Hg trong gan vịt có tương quan tỉ lệ thuận và hàm lượng Se trong gan của vịt khoang cổ cao hơn trong gan ngỗng (*Anas spp.*), loài đang bị suy giảm chức năng sinh sản ở thung lũng San Joaquin. Tương tự, nghiên cứu về sự tích lũy của các KLN (Cd, coban (Co), Cr, Cu, Pb, Hg, mangan (Mn), Ni và Zn) trong gan của vịt trống và vịt mái của ba loài vịt đen (*Anas rubripes*),

vịt trời (*A. platyrhynchos*) và vịt bãi lớn (*Aythya marila*) tại Vịnh Raritan, New Jersey, Gochfeld & Burger (1987) nhận thấy hàm lượng Cu và Zn cao nhất, thấp nhất là Cd, Co và Hg trong cả ba loài. Hàm lượng Cu trong vịt bãi lớn cao hơn có ý nghĩa so với vịt đen và vịt trời; trái lại, hàm lượng Mn và Zn trong vịt trời cao hơn trong vịt đen và vịt bãi lớn. Kết quả nghiên cứu của Chip Weseloh & ctv. (1994) cho thấy có thể sử dụng vịt trắng nuôi (vịt Bắc Kinh (*Anas platyrhynchos*)) như là sinh vật chỉ thị cho môi trường nước bị ô nhiễm thuốc trừ sâu gốc clo và KLN. Tuy nhiên, ở Việt Nam hiện chưa có công bố khoa học nào về khả năng phơi nhiễm và đánh giá hàm lượng tích lũy của các KLN trong các mô và các cơ quan nội tạng khác nhau của vịt. Mặc dù, theo thống kê của Cục Chăn nuôi Việt Nam (Nguyen, 2020), tổng đàn vịt trên cả nước là 82.536.000 con, với hình thức chăn nuôi thả chạy đồng với quy mô nhỏ là 7,9 triệu hộ (89,62%). Khi vịt sống trong môi trường ô nhiễm bởi các KLN như thủy ngân (Hg), chì (Pb), cadimi (Cd), đồng (Cu) và kẽm (Zn) trong thời gian dài có thể bị tích lũy các KLN này vào trong cơ thể thông qua nguồn nước uống cũng như nguồn thức ăn từ các sinh vật sinh sống trong môi trường nước ô nhiễm. Do đó, đề tài này được thực hiện nhằm xác định sự tích lũy của năm KLN (Hg, Pb, Cd, Cu và Zn) trong các mô và cơ quan của vịt được nuôi trong môi trường nước bị phơi nhiễm kim loại nặng.

2. Vật Liệu và Phương Pháp Nghiên Cứu

2.1. Vật liệu

Nghiên cứu này được tiến hành ở khu thí nghiệm của Viện Nghiên cứu Công nghệ Sinh học và Môi trường (RIBE), Trường Đại học Nông Lâm TP.HCM. Thức ăn dùng trong nghiên cứu là thức ăn hỗn hợp dùng cho vịt của Công ty Cổ phần Việt Pháp Sản xuất Thức ăn Gia súc Proconco. Vịt siêu nạt giống sau khi bắt về được úm tới 15 ngày tuổi thì bắt đầu thí nghiệm. Đất lấy tại RIBE dùng làm lớp bùn đáy trong bể nước nuôi (50 kg/ô thí nghiệm). Nước dùng trong bể nuôi và cho vịt uống là nước máy. Các hóa chất dùng cho thí nghiệm phơi nhiễm bao gồm thủy ngân (II) clorua ($HgCl_2$, TQ), chì (II) axetat ($Pb(OAc)_2$, TQ), cadimi (II) clorua ($CdCl_2$, TQ), đồng (II) sunfat ngậm 5 nước ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$, TQ) và kẽm (II) sunfat ngậm 7 nước ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$, TQ).

2.2. Bố trí thí nghiệm phơi nhiễm kim loại nặng trong nước hồ nuôi

Thí nghiệm được bố trí theo kiểu hoàn toàn ngẫu nhiên với hai nghiệm thức: nghiệm thức đối chứng (ĐC, không phơi nhiễm) và nghiệm thức phơi nhiễm (PN, phơi nhiễm 05 KLN); mỗi nghiệm thức lặp lại 3 lần, tương ứng một chuồng nuôi với mật độ 10 con vịt/chuồng. Thí nghiệm phơi nhiễm được tiến hành trong 8 tuần.

Dựa vào cột B của QCVN 40:2011/BTNMT - cột quy định giá trị giới hạn của thông số ô nhiễm trong nước thải công nghiệp khi xả vào nguồn nước không dùng cho mục đích cấp nước sinh hoạt (MONRE, 2011), hàm lượng 05 kim loại với hàm lượng phơi nhiễm lý thuyết (mg/L) tính được: Hg 0,01 mg/L, Pb 0,50 mg/L, Cd 0,10 mg/L, Cu 2,00 mg/L và Zn 3,01 mg/L.

2.3. Bố trí chuồng và chăm sóc vịt nuôi

Hệ thống chuồng nuôi bao gồm chuồng nhốt, bể nước và lớp bùn đáy. Chuồng nhốt có kích thước dài 80 cm x rộng 100 cm x cao 60 cm kết hợp bể nước có kích thước rộng 100 cm x dài 200 cm x sâu 30 cm với thể tích nước luôn được duy trì ở mức 400 lít nước/bể. Trước khi tiến hành thí nghiệm, phun khử trùng bằng thuốc Bio Pharmachemie, sau đó tiến hành rải vôi dưới và xung quanh chuồng nuôi. Trong quá trình nuôi thì dọn phân dưới chuồng và tiến hành phun khử trùng và rải vôi mỗi tuần một lần. Từ tuần 01 đến tuần 04 thì thay nước 1 lần/tuần, từ tuần 05 đến tuần 08 thì thay nước 2 lần/tuần, tới tuần 04 tiến hành loại bỏ bùn đáy nhằm hạn chế sự khuấy bùn. Sau mỗi lần thay nước, bổ sung các muối KLN với liều lượng như ban đầu.

Trong quá trình nuôi vịt được cung cấp đầy đủ nước uống theo nhu cầu. Lượng thức ăn được tính dựa theo Cẩm nang chăn nuôi vịt (AHAV, 2008), chia làm 2 giai đoạn:

Giai đoạn 3 - 21 ngày tuổi: thức ăn C62.

Giai đoạn 22 - 75 ngày tuổi: thức ăn C63.

2.4. Lấy mẫu và phân tích mẫu

Mỗi loại thức ăn dùng cho vịt ăn được thu mẫu, sấy khô, nghiền mịn và bảo quản trong ngăn mát tủ lạnh đến khi phân tích. Mẫu nước trong bể nuôi được lấy: trước và sau thời gian vịt được nuôi; trước và sau mỗi lần thay nước. Tất cả các mẫu được axit hóa bằng HNO_3 (1:1) đến pH <

2, mẫu đem phân tích là mẫu gộp của các mẫu nước trước khi nuôi của nghiệm thức ĐC thành 01 mẫu, nghiệm thức PN thành 01 mẫu và sau khi nuôi của nghiệm thức ĐC thành 01 mẫu, nghiệm thức PN thành 01 mẫu, lưu trữ trong chai, bảo quản lạnh chờ phân tích. Bùn được lấy mẫu trước phơi nhiễm (mẫu trắng: MT), lấy bùn sau mỗi lần thay nước (từ tuần 01 đến tuần 04) sau được làm khô ở điều kiện nhiệt độ phòng, nghiền và rây qua rây có kích thước lỗ 0,5 mm. Sau đó tiến hành trộn đều các mẫu của nghiệm thức ĐC thành 01 mẫu, nghiệm thức PN thành 01 mẫu, MT giữ nguyên thành 01 mẫu, lưu trữ trong túi nilong.

Sau thời gian nuôi 75 ngày, vịt được tiến hành mổ, phân tách lấy 2 mẫu xương (xương ức và xương đùi), 2 mẫu cơ (cơ ức và cơ đùi), 1 mẫu máu, 10 mẫu nội tạng (não, tim, phổi, mề, gan, ruột, lách, tụy, mật và thận), sau đó được sấy ở 80°C đến khối lượng không đổi rồi tiến hành nghiền mịn và bảo quản trong tủ lạnh đến khi phân tích. Đồng nhất các mẫu giống nhau trong cùng một nghiệm thức tạo thành 1 mẫu gộp và tiến hành phân tích hàm lượng của các KLN.

Hàm lượng Hg được xác định bằng phương pháp CV - AAS, hàm lượng Cu, Zn, Pb, Cd được xác định phân tích bằng phương pháp Plasma cảm ứng cao tầng ghép khối phổ (ICP - MS). Giới hạn phát hiện (LOD) của các Hg, Cu, Zn, Pb và Cd lần lượt là 0,04 µg/kg, 0,54 µg/kg, 7,14 µg/kg, 0,62 µg/kg, và 0,02 µg/kg. Giới hạn định lượng (LOQ) của Hg, Cu, Zn, Pb và Cd lần lượt là 0,14 µg/kg, 1,80 µg/kg, 23,79 µg/kg, 2,06 µg/kg, và 0,08 µg/kg.

2.5. Xử lý số liệu

Hàm lượng KLN trong các mô và cơ quan được biểu diễn với đơn vị là mg/kg dựa trên trọng lượng (TL) khô, trừ khi có ghi chú khác. Để so sánh hàm lượng KLN trong gan, thận và cơ của nghiên cứu này với các nghiên cứu khác và quy chuẩn, kết quả được chuyển thành TL tươi với các hệ số khô kiệt trung bình tương ứng là 3,6, 4,8 và 4,4. Tất cả các số liệu được kiểm tra độ phù hợp phân bố chuẩn và phương sai tương đương lần lượt bằng kiểm định Kolmogorov-Smirnov và Levene. Để so sánh sự khác biệt về hàm lượng KLN trung bình giữa hai nghiệm thức, kiểm định Student (t-Test) hai mẫu độc lập được áp dụng. Mức xác suất $P < 0,05$ được chấp nhận như tiêu chuẩn đánh giá sự khác biệt có ý nghĩa thống kê. Tất cả các phân tích thống kê được thực hiện bằng phần mềm IBM SPSS Statistics phiên bản

19.0.

3. Kết Quả và Thảo Luận

3.1. Nguồn kim loại nặng có trong thức ăn và môi trường nuôi

3.1.1. Hàm lượng kim loại nặng trong thức ăn

Kết quả Bảng 1 cho thấy hàm lượng Pb, Cu và Zn trong hai loại thức ăn không có sự khác biệt lớn, nhưng thức ăn cho vịt ở giai đoạn nhỏ (C62) có hàm lượng Hg và Cd cao hơn so với thức ăn cho vịt ở giai đoạn lớn (C63). Từ kết quả phân tích KLN trong hai mẫu thức ăn cho thấy hàm lượng của các KLN đều nằm trong giới hạn cho phép theo tiêu chuẩn ngành 10 TCN 654:2005 (MARD, 2005).

3.1.2. Hàm lượng kim loại nặng trong nước

Kết quả KLN trong nước được trình bày trong Bảng 2. So với hàm lượng KLN phơi nhiễm tính toán cho vào nước, hàm lượng KLN thực tế phân tích được thấp hơn, đặc biệt là Hg.

Hàm lượng của KLN trong mẫu nước ở nghiệm thức PN sau nuôi đều thấp hơn nhiều so với hàm lượng của KLN ban đầu. Tuy nhiên, ở nghiệm thức ĐC, ngoại trừ Hg thì hàm lượng của các KLN trong nước sau nuôi tăng cao hơn trước khi nuôi, đặc biệt là Zn và Cu. Từ kết quả trên cho thấy có thể hàm lượng của các KLN trong nước giảm là do cơ thể vịt hấp thụ hoặc lắng xuống lớp đất bùn; trái lại, hàm lượng của Zn và Cu tăng có thể là do trong thức ăn có chứa các KLN này hoặc do sự phóng thích các KLN này từ trong đất bùn (xem kết quả trong Bảng 1).

3.1.3. Hàm lượng kim loại nặng trong bùn

Hàm lượng của các KLN trong bùn được trình bày trong Bảng 3. Từ kết quả phân tích KLN trong bùn cho thấy hàm lượng của tất cả các KLN trong bùn ở nghiệm thức PN đều cao hơn so với mẫu trước phơi nhiễm. Trong khi đó, hàm lượng của các KLN trong bùn của nghiệm thức ĐC có sự tăng giảm không đáng kể so với mẫu trước phơi nhiễm. Kết quả cho thấy hàm lượng của các KLN trong nước ở nghiệm thức PN giảm sau khi nuôi (Bảng 2); ngược lại, hàm lượng của các KLN trong bùn sau khi nuôi tăng lên (Bảng 3). Điều đó cho thấy KLN được phơi nhiễm trong nước đã lắng tụ xuống bùn. Ngoài ra, cũng do KLN có

Bảng 1. Hàm lượng của các kim loại nặng trong thức ăn

Tên mẫu	Hg ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Pb (mg/kg)	Cd ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)
C62	5,21	0,12	52,15	18,40	100,29
C63	3,72	0,09	30,80	20,19	102,26
TCN	< 100	< 5,0	< 500	2 - 35	50 - 250

TCN: Tiêu chuẩn ngành 10 TCN 654:2005 (MARD, 2005).

Bảng 2. Hàm lượng của các kim loại nặng trong môi trường nước nuôi

Tên mẫu	Hg ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Pb ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Cd ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Cu ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Zn ($\mu\text{g}/\text{L}$)
Nước DC	0,014 \pm 0,006	1,11 \pm 0,41	0,057 \pm 0,030	4,52 \pm 0,36	46,7 \pm 2,3
Nước DC-S	0,006 \pm 0,006	2,43 \pm 0,46	0,118 \pm 0,048	25,47 \pm 9,05	198,0 \pm 48,9
Nước PN	0,781 \pm 0,420	376,86 \pm 72,78	51,027 \pm 5,686	896,49 \pm 183,19	2.425,7 \pm 279,3
Nước PN-S	0,022 \pm 0,020	94,66 \pm 14,85	6,321 \pm 1,647	167,75 \pm 23,79	516,1 \pm 69,0

DC: Nghiệm thức đối chứng, DC-S: Nghiệm thức đối chứng sau khi nuôi vịt, PN: Nghiệm thức phơi nhiễm, PN-S: Nghiệm thức phơi nhiễm sau khi nuôi vịt (n=3).

Bảng 3. Hàm lượng của các kim loại nặng trong bùn

Tên mẫu	Hg ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Pb ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Cd ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)
MT	23,40	3,39	19,53	1,64	9,99
DC (n = 3)	9,35 \pm 1,60	1,50 \pm 0,25	6,63 \pm 1,28	2,03 \pm 0,24	10,16 \pm 1,31
PN (n = 3)	99,61 \pm 36,23	9,49 \pm 1,51	733,33 \pm 136,49	13,81 \pm 3,86	32,96 \pm 8,18

MT: Mẫu trắng, DC: Nghiệm thức đối chứng, PN: Nghiệm thức phơi nhiễm.

trong thức ăn cũng như phân của vịt được lắng xuống bùn trong quá trình nuôi.

3.2. Sự phân bố của các kim loại nặng trong các mô và cơ quan nội tạng của vịt

3.2.1. Đồng (Cu)

Trong tất cả các cơ quan nội tạng của nghiệm thức DC, hàm lượng Cu tích tụ trong gan cao nhất, tiếp đến là thận, não, mật, tim, ruột, mề và tụy, lách và phổi có hàm lượng Cu thấp nhất. Hàm lượng Cu trong cơ ức và xương ức đều lần lượt cao hơn hàm lượng Cu trong cơ đùi và xương đùi; trong khi, hàm lượng Cu trong máu là 1,92 mg/kg (Bảng 4). Tương tự, ở nghiệm thức PN, hàm lượng Cu tích tụ trong gan cao nhất, đến thận, mật, não, tim, ruột, mề và tụy, lách và phổi có hàm lượng Cu thấp nhất. Hàm lượng Cu trong cơ đùi và xương đùi thấp hơn so với hàm lượng Cu lần lượt trong cơ ức và xương ức (Bảng 4).

Hầu hết trong các mô cơ, xương và cơ quan nội tạng, hàm lượng Cu tích tụ ở nghiệm thức PN cao hơn so với nghiệm thức DC nhưng không có sự khác biệt ý nghĩa về mặt thống kê ($P > 0,05$) (Bảng 4).

Đồng là một khoáng vi lượng cần thiết trong dinh dưỡng của gia cầm, nó được xem như là một cofactor của nhiều enzyme như cytochrome ox-

idase, lysyl oxidase, tyrosinase, phydroxyphenyl pyruvate hydrolase và CuZnSOD. Một trong những chức năng chính của Cu là giúp cơ thể phòng vệ chống lại các stress oxy hóa (Leeson, 2009). Blum & ctv. (1989) khuyến nghị hàm lượng Cu trong thức ăn cho vịt Xiêm là từ 5, 4 và 3 mg/kg thức ăn tương ứng ở giai đoạn vịt con, tăng trưởng và vịt thịt; trái lại, Adeola (2006) khuyến nghị 8 mg/kg thức ăn cho vịt Bắc Kinh ở 0 - 7 tuần tuổi.

Trong các nghiên cứu, hai cơ quan nội tạng (gan và thận) và cơ ngực thường được dùng để đánh giá sự tích tụ của các KLN trong các loài chim nói chung và vịt nói riêng. Vì vậy, trong bài báo này tập trung đánh giá sự tích tụ của các KLN trong các mô và cơ quan này ở vịt thí nghiệm. Kết quả của nghiên cứu này cũng tương tự các công bố trước đây. Coleman & ctv. (1992) đã báo cáo hàm lượng Cu trung bình trong các mô ăn được của vịt với hàm lượng cao nhất tìm thấy trong gan (66,7 mg/kg TL tươi), tiếp đến là thận (5,90 mg/kg TL tươi) và thấp nhất là ở cơ (3,03 mg/kg TL tươi). Khi nghiên cứu tích lũy các KLN trong ba loài vịt ở hai chế độ cho ăn, Lucia & ctv. (2008) cũng ghi nhận tích lũy của Cu trong các mô/cơ quan theo thứ tự gan > thận > cơ. Điều đó cho thấy vai trò của gan trong việc khử độc và lưu giữ KLN. Mức độ tích lũy Cu trong cơ của vịt ở nghiên cứu hiện tại

Bảng 4. Hàm lượng (trung bình ± độ lệch chuẩn) của các kim loại nặng nghiên cứu trong các mô cơ, xương và cơ quan nội tạng của vịt (n = 3, tính theo trọng lượng khô)

Bộ phận	Cu (mg/kg)		Zn (mg/kg)		Hg (µg/kg)		Pb (mg/kg)		Cd (µg/kg)	
	ĐC	PN	ĐC	PN	ĐC	PN	ĐC	PN	ĐC	PN
Cơ ức	18,2	21,8	43,6	49,6	4,69	9,24	0,03	0,05	2,95	31,4
	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	4,7 ^a	0,8 ^a	9,4 ^a	3,4 ^a	2,69 ^a	4,64 ^a	0,01 ^a	0,01 ^a	2,21 ^b	47,6 ^a
Xương ức	1,48	2,14	112	164	2,39	4,26	0,20	5,02	4,16	10,4
	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	0,81 ^a	0,34 ^a	50 ^a	14 ^a	1,66 ^a	4,85 ^a	0,04 ^b	0,57 ^a	3,72 ^b	2,7 ^a
Cơ đùi	11,5	12,5	129	141	9,66	8,59	0,03	0,07	3,60	10,3
	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	2,1 ^a	1,8 ^a	21 ^a	7 ^a	8,46 ^a	3,33 ^a	0,02 ^a	0,03 ^a	3,13 ^b	4,6 ^a
Xương đùi	0,50	0,74	64,1	89,5	1,54	2,31	0,11	2,54	4,01	17,6
	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	0,28 ^a	0,15 ^a	34,9 ^a	3,4 ^a	0,64 ^a	2,27 ^a	0,02 ^b	0,01 ^a	1,61 ^b	19,6 ^a
Não	13,6	14,9	41,0	42,7	4,04	4,45	0,05	0,17	6,11	4,92
	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	2,6 ^a	2,6 ^a	10,9 ^a	5,9 ^a	1,19 ^a	1,88 ^a	0,01 ^b	0,06 ^a	4,70 ^a	2,97 ^a
Tim	10,4	12,3	74,3	83,3	4,95	7,77	0,04	0,06	3,10	11,9
	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	2,4 ^a	0,2 ^a	14,8 ^a	2,4 ^a	2,23 ^a	5,39 ^a	0,03 ^a	0,01 ^a	1,75 ^b	2,3 ^a
Phổi	2,73	3,50	51,9	62,2	4,56	6,06	0,07	0,24	7,45	38,9
	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	0,24 ^a	1,12 ^a	4,6 ^b	1,1 ^a	3,04 ^a	3,24 ^a	0,01 ^b	0,03 ^a	3,00 ^b	2,4 ^a
Thận	16,7	25,2	73,9	103	19,2	58,2	0,08	0,80	229	1.680
	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	0,4 ^b	2,5 ^a	1,3 ^b	13 ^a	7,8 ^b	18,1 ^a	0,02 ^b	0,03 ^a	41 ^b	314 ^a
Lách	2,93	3,92	69,7	87,4	5,71	7,25	0,03	0,31	8,36	52,2
	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	0,68 ^a	0,53 ^a	16,2 ^a	2,9 ^a	3,99 ^a	3,41 ^a	0,01 ^b	0,15 ^a	4,20 ^b	8,5 ^a
Tụy	3,90	4,24	233	232	3,70	6,84	0,06	0,46	29,4	173
	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	0,76 ^a	0,38 ^a	45 ^a	9 ^a	0,95 ^a	3,38 ^a	0,01 ^b	0,04 ^a	1,6 ^b	34 ^a
Mật	11,2	16,5	14,9	23,2	3,20	8,53	0,05	0,11	4,93	28,5
	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	4,5 ^a	12,5 ^a	4,9 ^a	7,7 ^a	2,24 ^a	6,64 ^a	0,03 ^a	0,10 ^a	1,12 ^b	10,1 ^a
Gan	254	226	185	168	18,9	34,4	0,05	0,31	107	607
	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	20 ^a	7 ^a	22 ^a	17 ^a	8,1 ^b	4,1 ^a	0,03 ^b	0,04 ^a	22 ^b	79 ^a
Mề	5,13	6,38	114	144	2,56	9,44	0,07	0,10	22,4	94,8
	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	1,57 ^a	0,58 ^a	30 ^a	8 ^a	2,30 ^a	3,93 ^a	0,03 ^a	0,01 ^a	3,8 ^b	8,9 ^a
Ruột	6,09	6,66	133	144	5,00	8,98	0,08	0,10	15,0	42,0
	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	1,41 ^a	1,09 ^a	38 ^a	10 ^a	0,55 ^a	3,34 ^a	0,06 ^a	0,02 ^a	1,6 ^b	5,9 ^a
Máu	1,92	1,98	22,0	24,5	4,10	7,28	0,08	0,58	4,00	3,81
	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	0,46 ^a	0,63 ^a	5,6 ^a	4,2 ^a	4,09 ^a	3,79 ^a	0,02 ^b	0,09 ^a	0,70 ^a	0,45 ^a

Ở cùng một mô/cơ quan trong cùng một chỉ tiêu, các giá trị trung bình có kí tự theo sau giống nhau không có sự khác biệt ý nghĩa về mặt thống kê ($P > 0,05$); ĐC: đối chứng; PN: phối nhiễm.

(11,5 - 21,8 mg/kg) cao hơn kết quả của Lucia & ctv. (2008) (5,9 mg/kg), nhưng thấp hơn của Dressel & ctv. (1988) (38,4 mg/kg). Trong khi đó, hàm lượng Cu trong thận (16,7 - 25,2 mg/kg) ở

nghiên cứu này thấp hơn kết quả của Lucia & ctv. (2008) (35 mg/kg) và Dressel & ctv. (1988) (76,7 mg/kg). Ngoài ra, hàm lượng Cu trung bình trong gan (226 - 254 mg/kg) ở công trình này tương tự

kết quả của Dressel & ctv. (1988) (255 mg/kg), nhưng thấp hơn kết quả của Lucia & ctv. (2008) (540 mg/kg).

3.2.2. Kẽm (Zn)

Nhìn chung, hàm lượng Zn trong các cơ quan nội tạng ở cả hai nghiệm thức theo thứ tự sau: tụy > gan > ruột > mê > tim, thận, lách > phổi, não và mật có hàm lượng Zn thấp nhất. Ngoài ra, ở cả hai nghiệm thức, hàm lượng Zn trong cơ đùi cao hơn so với hàm lượng Zn trong cơ ức, nhưng hàm lượng Zn trong xương đùi lại thấp hơn hàm lượng Zn trong xương ức. Bên cạnh đó, hàm lượng Zn trong máu ở cả hai nghiệm thức cao hơn hàm lượng Zn trong mật, nhưng thấp hơn các mô và cơ quan nội tạng (Bảng 4).

Hầu hết trong các mô cơ, xương và cơ quan nội tạng, hàm lượng Zn tích tụ ở nghiệm thức PN cao hơn so với nghiệm thức DC (trừ trong gan), nhưng sự khác biệt này không có ý nghĩa về mặt thống kê ($P > 0,05$). Tuy nhiên, hàm lượng Zn trong thận ở nghiệm thức PN cao hơn có ý nghĩa so với nghiệm thức DC ($P < 0,05$) (Bảng 4).

Kẽm tham gia vào hầu hết các chức năng trao đổi chất cơ bản như tổng hợp và phân hủy hydrat cacbon, lipid và protein. Kẽm đóng vai trò trong biểu hiện gen, ổn định cấu trúc protein và tái bản tế bào (Vallee & Falchuk, 1993). Ở động vật, Zn là một chất khoáng dinh dưỡng cần thiết cho các chức năng xúc tác, cấu trúc và điều khiển. Blum & ctv. (1989) khuyến nghị hàm lượng Zn trong thức ăn cho vịt Xiêm là từ 40, 30 và 20 mg/kg thức ăn tương ứng ở giai đoạn vịt con, tăng trưởng và vịt thịt. Để duy trì hiệu quả sản xuất tối ưu, khẩu phần ăn cho vịt Bắc Kinh cần 60 mg Zn/kg thức ăn ở 0 - 7 tuần tuổi. Kết quả của nghiên cứu này có thể so sánh với các công trình trước đây. Coleman & ctv. (1992) đã báo cáo hàm lượng Zn trung bình trong các mô của vịt với hàm lượng cao nhất tìm thấy trong gan (58,0 mg/kg TL tươi), trong khi ở thận (22,2 mg/kg TL tươi) và cơ (21,3 mg/kg TL tươi) là gần như nhau. Lucia & ctv. (2008) cũng ghi nhận tích lũy của Zn trong các mô/cơ quan theo thứ tự gan > thận > cơ. Hàm lượng Zn trung bình trong cơ của nghiên cứu này (43,6 - 141 mg/kg) cao hơn kết quả của Lucia & ctv. (2008) (67,4 mg/kg). Trong khi đó, hàm lượng Zn trung bình trong thận (73,9 - 103 mg/kg) ở nghiên cứu này tương tự kết quả của Lucia & ctv. (2008) (95,5 mg/kg). Bên cạnh đó, hàm lượng Zn trung bình trong gan

vịt ở nghiên cứu này (168 - 185 mg/kg) tương tự kết quả của Dressel & ctv. (1988) (154 mg/kg), nhưng thấp hơn kết quả của Lucia & ctv. (2008) (272 mg/kg).

3.2.3. Thủy ngân (Hg)

Ở nghiệm thức DC, hàm lượng Hg trong các cơ quan nội tạng theo thứ tự: thận > gan > lách > ruột > tim > phổi > não > tụy > mật > mê; trong khi đó, ở nghiệm thức PN theo thứ tự: thận > gan > mê > ruột > mật > tim > lách > tụy > phổi > não (Bảng 4). Ngoài ra, cơ đùi ở nghiệm thức DC có hàm lượng Hg cao hơn trong cơ ức, nhưng xương đùi có hàm lượng Hg thấp hơn trong xương ức. Đối với nghiệm thức PN, hàm lượng Hg trong cơ đùi và xương đùi đều thấp hơn so với hàm lượng Hg tương ứng trong cơ ức và xương ức (Bảng 4).

Hầu hết, hàm lượng Hg trong các mô và cơ quan ở nghiệm thức DC đều thấp hơn so với nghiệm thức PN, ngoại trừ hàm lượng Hg trong cơ đùi ở nghiệm DC cao hơn ở nghiệm thức PN, nhưng tất cả sự khác biệt này đều không có ý nghĩa về mặt thống kê ($P > 0,05$) (Bảng 4). Trái lại, hàm lượng Hg trong gan và thận ở nghiệm thức PN cao hơn có ý nghĩa thống kê so với ở nghiệm thức DC ($P < 0,05$) (Bảng 4).

Các kết quả tương tự cũng đã được công bố trong các nghiên cứu trước đây. Lucia & ctv. (2008) ghi nhận tích lũy của Hg trong các mô/cơ quan của vịt Bắc Kinh nuôi theo thứ tự gan (0,128 $\mu\text{g}/\text{kg}$) > thận (0,015 $\mu\text{g}/\text{kg}$) > cơ (0,012 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Trong một nghiên cứu về tích lũy Hg ở vịt nhà tại Geita, Tây Bắc Tanzania, Kinabo & Lyatuu (2009) đã báo cáo hàm lượng Hg tích lũy trong các mô có xu hướng tăng theo trọng lượng/tuổi của vịt nuôi. Hàm lượng Hg ($\mu\text{g}/\text{kg}$) cao nhất được tìm thấy trong gan (vịt con: $30,5 \times 10^3$, tăng trưởng: $254,1 \times 10^3$, vịt thịt: $590,2 \times 10^3$), tiếp đến là mê (vịt con: $45,9 \times 10^3$, tăng trưởng: $230,3 \times 10^3$, vịt thịt: $254,6 \times 10^3$), phổi (vịt con: $12,2 \times 10^3$, tăng trưởng: $29,1 \times 10^3$, vịt thịt: $46,9 \times 10^3$) và lông (vịt con: $0,1 \times 10^3$, tăng trưởng: $62,1 \times 10^3$, vịt thịt: $198,3 \times 10^3$). Mức độ tích lũy rất cao của Hg trong vịt nuôi thu được trong nghiên cứu của Kinabo & Lyatuu (2009) là do khu vực thu mẫu nằm gần mỏ khai thác vàng bị ô nhiễm Hg.

Theo Fimreite (1974), các loài chim nước hoang dã sống trong môi trường ít hoặc không bị ô nhiễm Hg, hàm lượng Hg trong gan nằm trong

khoảng $1 \times 10^3 - 10 \times 10^3$ $\mu\text{g}/\text{kg}$. Trong nghiên cứu về tích lũy Hg trong vịt trời (*A. platyrhynchos* L.) thu mẫu tại Hồ chứa Włocławek, Ba Lan, Żarski & ctv. (2017) nhận thấy hàm lượng Hg trung bình trong các cơ quan của vịt như nhau và dao động trong khoảng từ 110 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (TL tươi) ở trong cơ đến 154 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (TL tươi) ở trong gan. Tương tự, Kalisinska & ctv. (2013) đã báo cáo hàm lượng Hg ($\mu\text{g}/\text{kg}$) trung bình trong vịt trời (*A. platyrhynchos* L.) thu mẫu tại tỉnh West Pomerania, Tây Bắc Ba Lan theo thứ tự là thận (270) > gan (250) > cơ ức (130). Vì vậy, hàm lượng Hg cao nhất trong gan ghi nhận được 34,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (nghiệm thức PN, Bảng 4) trong nghiên cứu này chưa đủ để gây hại cho vịt nuôi.

Động vật có xương sống trên cạn hấp thụ Hg qua da, hệ hô hấp và hệ tiêu hóa. Trong đó, 95% methyl Hg được hấp thụ ở ống tiêu hóa; trái lại, Hg kim loại và các hợp chất vô cơ của nó ít được hấp thụ (Graeme & Pollack, 1998). Theo Kinabo & Lyatuu (2009), hàm lượng Hg tích tụ cao nhất trong gan và mề cho thấy sự tích tụ Hg chủ yếu là qua đường ăn uống. Ngoài ra, trong nghiên cứu này, một lượng đáng kể Hg tích tụ trong thận, đặc biệt là ở nghiệm thức PN. Các nghiên cứu cho thấy Hg trong động vật có xương sống được loại bỏ qua hệ tiêu hóa và tuần hoàn. Sau khi chuyển hóa trong gan, các chất chuyển hóa chứa Hg di trú trong mật và bài tiết qua con đường thải phân. Ở gia cầm, một lượng lớn Hg được loại bỏ trong quá trình thay lông. Theo ước tính, lông gia cầm chứa từ 55 đến hơn 90% tổng lượng Hg (chủ yếu là methyl Hg) tích lũy trong cơ thể (Kalisinska & ctv., 2013).

3.2.4. Chì (Pb)

Hàm lượng Pb trung bình tích tụ trong các mô và cơ quan của vịt sau thời gian nuôi thí nghiệm ở nghiệm thức ĐC tương đối thấp và dao động trong khoảng 0,03 mg/kg ở trong mô cơ và lách đến 0,20 mg/kg ở trong xương ức (Bảng 4). Tương tự, ở nghiệm thức PN, cơ ức có hàm lượng Pb thấp nhất (0,05 mg/kg) và xương ức có hàm lượng Pb cao nhất (5,02 mg/kg) (Bảng 4).

Hàm lượng Pb trong hầu hết các mô cơ và cơ quan nội tạng của vịt ở nghiệm thức PN cao hơn có ý nghĩa về mặt thống kê so với nghiệm thức ĐC ($P < 0,05$) (Bảng 4); trong khi đó, sự khác biệt về hàm lượng Pb ở mô cơ, tim, mật, mề và ruột giữa hai nghiệm thức không có ý nghĩa thống kê ($P > 0,05$) (Bảng 4).

So với các kết quả đã công bố, sự tích lũy Pb trong nghiên cứu này thấp hơn. Ohlendorf & ctv. (1986) đã ghi nhận hàm lượng Pb trung bình trong gan của vịt bãi lớn và vịt khoang cổ lần lượt là 0,711 và 0,451 mg/kg . Trong khi, Coleman & ctv. (1992) đã báo cáo hàm lượng Pb trung bình trong gan (0,62 mg/kg trọng lượng (TL) tươi) và thận (0,66 mg/kg TL tươi) gần giống nhau. Trong nghiên cứu về ảnh hưởng của hai hệ thống nuôi khác nhau lên sự tích lũy của các KLN trong vịt, Aendo & ctv. (2020) đã ghi nhận hàm lượng Pb trung bình trong gan, ruột và cơ dao động lần lượt trong khoảng (3,01 - 3,14), (1,44 - 2,07) và (0,06 - 3,13) mg/kg .

Trong nghiên cứu này, hàm lượng Pb trong các mô và cơ quan rất khác nhau, với hàm lượng Pb trung bình trong xương cao hơn trong gan và thận. Kết quả này tương tự như phát hiện của Franson & Pain (2011). Độc tính của kim loại này bao gồm độc tính cấp và độc tính trường diễn phụ thuộc vào nồng độ và thời gian phơi nhiễm. Ngay khi hấp thụ, Pb trong máu sẽ nhanh chóng lắng đọng trong các mô mềm, chủ yếu là gan và thận, xương và lông tơ. Hàm lượng Pb trong các mô khác nhau phụ thuộc vào thời gian sau phơi nhiễm và hấp thụ. Tuy nhiên, nói chung, hàm lượng Pb cao nhất được tìm thấy trong xương, tiếp theo là thận và gan, kể đến là não và máu và thấp nhất là trong cơ (Franson & Pain, 2011). Thức ăn là một trong những yếu tố chính ảnh hưởng đến sự hấp thụ và lắng đọng Pb trong các mô. Nói chung, các khẩu phần ăn cân đối về mặt dinh dưỡng với hàm lượng protein và Ca cao sẽ giúp làm giảm ảnh hưởng của việc phơi nhiễm Pb (Franson & Pain, 2011). Đây có thể là một trong những lý do làm cho sự tích lũy của Pb trong các mô và cơ quan của vịt trong nghiên cứu này không cao. Hàm lượng Pb trong mô và các cơ quan của vịt nuôi trong nghiên cứu này đều thấp hơn giới hạn ô nhiễm Pb trong thực phẩm theo quy chuẩn của Việt Nam và Cộng đồng châu Âu (cơ thịt: 0,1 và nội tạng: 0,5 mg/kg TL tươi) (EC, 2006; MOH, 2011), trừ thận và xương của vịt ở nghiệm thức PN.

3.2.5. Cadimi (Cd)

Nhìn chung, hàm lượng Cd trong các cơ quan nội tạng ở cả hai nghiệm thức theo thứ tự sau: thận > gan > tụy > mề > ruột, lách > phổi và mật, não và tim có hàm lượng Cd thấp nhất. Ngoài ra, ở nghiệm thức đối chứng, hàm lượng Cd trong cơ đùi cao hơn so với trong cơ ức, nhưng

hàm lượng Cd trong xương đùi lại thấp hơn trong xương ức. Ngược lại, ở nghiệm thức PN, hàm lượng Cd trong cơ đùi thấp hơn so với trong cơ ức, nhưng hàm lượng Cd trong xương đùi lại cao hơn trong xương ức. Bên cạnh đó, hàm lượng Hg trong máu ở cả hai nghiệm thức gần bằng nhau (Bảng 4).

Hầu hết trong các mô cơ, xương và cơ quan nội tạng, hàm lượng Cd tích tụ ở nghiệm thức phối nhiễm cao hơn so với nghiệm thức đối chứng và sự khác biệt này có ý nghĩa về mặt thống kê ($P < 0,05$). Tuy nhiên, hàm lượng Cd trong máu và não ở nghiệm thức phối nhiễm thấp hơn so với nghiệm thức đối chứng, nhưng sự khác biệt này không có ý nghĩa về mặt thống kê ($P > 0,05$) (Bảng 4).

Lucia & ctv. (2008) cũng báo cáo sự tích lũy của Cd trong các mô/cơ quan theo thứ tự thận (5.295 $\mu\text{g}/\text{kg}$) > gan (1.884 $\mu\text{g}/\text{kg}$) > cơ (5 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Trong khi đó, Coleman & ctv. (1992) đã ghi nhận hàm lượng Cd trung bình trong gan (150 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TL tươi) và thận (250 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TL tươi). Kết quả này tương tự với kết quả tích tụ Cd trong gan và thận của vịt ở nghiệm thức đối chứng, nhưng thấp hơn rất nhiều so với ở nghiệm thức phối nhiễm. Aendo & ctv. (2020) đã ghi nhận hàm lượng Cd trung bình trong gan, ruột và cơ dao động lần lượt trong khoảng 480 - 930, 80 - 280 và 30 - 330 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Mức độ tích tụ của Cd trong các mô và cơ quan của vịt trong nghiên cứu của Aendo & ctv. (2020) cao hơn nghiên cứu này. Nguyên nhân có lẽ là do hàm lượng Cd trong thức ăn dùng trong nghiên cứu của Aendo & ctv. (2020) (410 $\mu\text{g}/\text{kg}$) cao hơn nghiên cứu này (30,8 - 52,15 $\mu\text{g}/\text{kg}$, Bảng 1).

Các ảnh hưởng của Cd lên cấu trúc và chức năng của các cơ quan khác nhau của các loài chim, đặc biệt là chim nước, vẫn chưa được báo cáo đầy đủ. Tuy nhiên, ở động vật có vú, Cd hấp thu vào trong cơ thể qua các biểu mô dạ dày-ruột sẽ ức chế các enzyme niêm mạc như sucrase, lactase và phosphatase kiềm và làm giảm hấp thu các chất chuyển hóa, có thể qua việc cạnh tranh các thụ thể Ca trên các tế bào ruột (Hughes & ctv., 2000). Hàm lượng Cd trong cơ thịt ở cả hai nghiệm thức, gan và thận ở lô ĐC trong nghiên cứu này đều thấp hơn giới hạn ô nhiễm Cd trong thực phẩm theo quy chuẩn của Việt Nam và Cộng đồng châu Âu (thịt: 50, gan: 500 và thận: 1.000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TL tươi) (EC, 2006; MOH, 2011), nhưng gan và thận ở lô phối nhiễm cao hơn giới hạn này.

4. Kết Luận

Khi vịt được phối nhiễm các KLN (Cu, Zn, Hg, Pb và Cd) qua nước nuôi với nồng độ bằng với giá trị giới hạn trong cột B theo QCVN 40:2011/BT-NMT trong thời gian 8 tuần, trong các mô và cơ quan nội tạng của vịt đã thấy có sự tích lũy các KLN này, đặc biệt là các kim loại có độc tính cao như Hg, Pb và Cd. Hàm lượng các KLN trong hầu hết các mô và cơ quan nội tạng của vịt ở nghiệm thức ĐC thấp hơn so với nghiệm thức PN. Mức độ tích lũy cao nhất của KLN được tìm thấy trong gan và thận. Ở nghiệm thức PN, hàm lượng Pb trong thận và xương và hàm lượng Cd trong gan và thận cao hơn giới hạn ô nhiễm của các KLN này trong thực phẩm theo quy chuẩn của Bộ Y tế Việt Nam và Cộng đồng châu Âu. Cần có những nghiên cứu tiếp theo để đánh giá hiện trạng tích lũy của các KLN này trong vịt ở điều kiện nuôi thực tế.

Lời Cảm Ơn

Các tác giả tuyên bố không có bất kỳ mâu thuẫn nào liên quan đến việc xuất bản bài báo này.

Lời Cảm Ơn

Tập thể tác giả xin chân thành cảm ơn Trường Đại học Nông Lâm TP.HCM đã tài trợ kinh phí thực hiện (Mã số: CS - CB19 - CNSH - 01).

Tài Liệu Tham Khảo (References)

- Adeola, O. (2006). Review of research in duck nutrient utilization. *International Journal of Poultry Science* 5 (3), 201-281.
- Aendo, P., Netvichian, R., Khaodhiar, S., Thongyuan, S., Songserm, T., & Tulayakul, P. (2020). Pb, Cd, and Cu play a major role in health risk from contamination in duck meat and offal for food production in Thailand. *Biological Trace Element Research* 198(1), 243-252.
- AHAV (Animal Husbandry Association of Vietnam). (2008). *Handbook of duck farming* (1st ed.). Ha Noi, Viet Nam: Agricultural Publishing House.
- Blum, J. C., Leclercq, B., Henry, Y. & Perez, J. M. (1989). Chapter 13: Duck. *Feeding of monogastric animals: pig, rabbit, poultry* (2nd ed., 123-131). Paris, France: Institut National de la Recherche Agronomique.
- Chip Weseloh, D. V., Struger, J., & Hebert, C. (1994). White Pekin ducks (*Anas platyrhynchos*) as monitors of organochlorine and metal contamination in the

- Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research* 20(1), 277-288.
- Coleman, M. E., Elder, R. S., Basu, P., & Koppelaar, G. P. (1992). Trace metals in edible tissues of livestock and poultry. *Journal of AOAC International* 75(4), 615-625.
- Di Giulio, R. T., & Scanlon, P. F. (1984). Effects of cadmium and lead ingestion on tissue concentrations of cadmium, lead, copper, and zinc in mallard ducks. *Science of the Total Environment* 39(1-2), 103-110.
- Dressel, A., Kolb, E., Leo, M., Schüppel, K. F., Rohland, D., & Nestler, K. (1988). Investigations of the concentration of Fe, Cu and Zn in various tissues of slaughtered and dead geese and slaughtered animals. *Monatshefte für Veterinärmedizin* 43, 551-554.
- EC (European Commission). (2006). Commission regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. *Official Journal of the European Union* L 364, 5-24.
- Fimreite, N. (1974). Mercury contamination of aquatic birds in Northwestern Ontario. *The Journal of Wildlife Management* 38(1), 120-131.
- Franson, J. C., & Pain, D. J. (2011). Lead in birds. In Beyer, W. N., & Meador, J. P. (Eds.). *Environmental Contaminants in biota: Interpreting tissue concentrations* (2nd ed., 563-594). Boca Raton, Florida: CRC Press.
- Gochfeld, M., & Burger, J. (1987). Heavy metal concentrations in the liver of three duck species: Influence of species and sex. *Environmental Pollution* 45(1), 1-15.
- Graeme, K. A., & Pollack Jr., C. V. (1998). Heavy metal toxicity, Part I: arsenic and mercury. *Journal of Emergency Medicine* 16(1), 45-56.
- Hughes, M. R., Smits, J. E., Elliott, J. E., & Bennett, D. C. (2000). Morphological and pathological effects of cadmium ingestion on Pekin ducks exposed to saline. *Journal of Toxicology and Environmental Health. Part A* 61(7), 591-608.
- Kalisinska, E., Kosik-Bogacka, D. I., Lisowski, P., Lanocha, N., & Jackowski, A. (2013). Mercury in the body of the most commonly occurring European game duck, the mallard (*Anas platyrhynchos* L. 1758), from northwestern Poland. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 64(4), 583-593.
- Kinabo, C., & Lyatuu, H. (2009). Mercury contamination in domestic ducks in Geita, Northwest Tanzania. *Tanzania Journal of Science* 35, 37-46.
- Leeson, S. (2009). Copper metabolism and dietary needs. *World's Poultry Science Journal* 65(3), 353-366.
- Lucia, M., André, J. M., Bernadet, M. D., Gontier, K., Gérard, G., & Davail, S. (2008). Concentrations of metals (zinc, copper, cadmium, and mercury) in three domestic ducks in France: Pekin, muscovy, and mule ducks. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 56(1), 281-288.
- MARD (Ministry of Agriculture and Rural Development). (2005). *10 TCN 654-2005: Complete feeds for meat ducks*. Retrieved March 5, 2021, from <https://hethongphapluat.com/tieu-chuan-nganh-10-tcn-654-2005-ve-thuc-an-hon-hop-hoan-chinh-cho-vit-thit-do-bo-nong-nghiep-va-phat-trien-nong-thon-ban-hanh.html>.
- MOH (Ministry of Health). (2011). *National technical regulation on the limits of heavy metals contamination in food (QCVN 8-2:2011/BYT)*. Retrieved March 5, 2021, from http://www.fsi.org.vn/pic/files/qcvn-8-2_2011-byt-gioi-han-o-nhiem-kim-loai-nang.pdf.
- MONRE (Ministry of Natural Resources and Environment). (2011). *National technical regulation on industrial wastewater (QCVN 40:2011/BTNM)*. Retrieved March 5, 2021, from <https://emas.tdtu.edu.vn/sites/emas/files/EMAS/V%C4%83n%20b%E1%BA%A3n%20ph%C3%A1p%20lu%E1%BA%ADt/qcvn-40-n%C6%B0%E1%B9%9Bc-th%E1%BA%A3i-cn.pdf>.
- Nguyen, V. T. (2020). *Status of poultry farming in Vietnam in 2019 and development orientation* (research report). Department of Livestock Production, Ha Noi, Vietnam.
- Ohlendorf, H. M., Lowe, R. W., Kelly, P. R., & Harvey, T. E. (1986). Selenium and heavy metals in San Francisco Bay diving ducks. *The Journal of Wildlife Management* 50(1), 64-70.
- Vallee, B. L., & Falchuk, K. H. (1993). The biochemical basis of zinc physiology. *Physiological Reviews* 73(1), 79-118.
- Żarski, J. F., Skibniewski, M., Skibniewska, E., Żarski, T. P., & Majdecka, T. (2017). The presence of mercury in the tissues of mallards (*Anas platyrhynchos* L.) from Włocławek Reservoir in Poland. *Biological Trace Element Research* 176(2), 384-390.